

Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke

**Développement d'une méthode de cartographie des services écologiques en appui à
l'aménagement durable des forêts : application au bassin versant de la rivière Harry,
Terre-Neuve, Canada**

Aurélie Schmidt

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences géographiques (M.Sc.),
cheminement recherche en géomatique.

Novembre 2019

©Aurélie Schmidt, 2019

Directeur de recherche :

Richard Fournier
Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke, QC

Co-directrice de recherche :

Joan E, Luther
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts
Corner Brook, NL

Membre du jury interne :

Jérôme Théau
Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke, QC

Membre du jury externe :

Monique Poulin
Département de phytologie
Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation
Université Laval, QC

Résumé

Citation : Schmidt, A. (2019). Développement d'une méthode de cartographie des services écologiques en appui à l'aménagement durable des forêts : application au bassin versant de la rivière Harry, Terre-Neuve, Canada. Mémoire de maîtrise, Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke, 85p.

La cartographie d'un service écologique (SE) est un moyen efficace pour communiquer l'importance des SEs auprès des gestionnaires forestiers et pour démontrer que la forêt est gérée de façon durable. La cartographie des SEs facilite leur intégration dans le processus décisionnel. Ainsi, ce mémoire propose un cadre méthodologique pour cartographier l'apport potentiel d'un SE développé tout d'abord pour un SE de régulation lié à l'eau - le service de contrôle des sédiments (SCS) - pour un bassin versant dominé par la forêt dans l'ouest de Terre-Neuve au Canada (640 km²). Ensuite le cadre est appliqué à un SE culturel - le service de la chasse - afin de tester la reproductibilité de la démarche méthodologique. Notre démarche méthodologique repose sur une approche « de relations causales de variables de substitution (proxies) », moins complexe à mettre en œuvre que les modèles physiques et moins subjective que les méthodes basées sur l'opinion d'experts. Les variables de substitution sont calculées à partir des données spatiales disponibles et agrégées en un indicateur composé qui est utilisé pour classer sur une échelle relative les sous-bassins versants. Deux indicateurs composés ont été développés pour le SCS. Le premier utilise des pondérations égales pour chaque indicateur de substitution et pour le second des poids basés sur l'opinion d'experts ont été attribués. L'utilisation d'un indicateur composé (appelé indice) pour la cartographie permet de prendre en compte la nature multidimensionnelle et complexe des SEs. Les variables de substitution représentent les indicateurs de fonction des écosystèmes (IF) nécessaires pour décrire la relation de causalité entre les fonctions écologiques et le SE associé. Une évaluation du cadre de cartographie est réalisée pour le SCS en comparant les échelles relatives du SCS à une classification du rendement en sédiments simulé à l'aide du modèle hydrologique SWAT (Soil Water Assessment Tool). La précision globale varie de 35 à 81% en fonction des périodes de simulation et du système de pondération et présente de meilleurs résultats pour les périodes comportant davantage d'opérations de gestion forestière et pour le système de pondération basé sur les experts. Les résultats de la mise en œuvre du cadre montrent l'apport potentiel du SCS et du service culturel de

la chasse à l'échelle des sous-bassins versants et mettent en évidence les sous-bassins versants les plus susceptibles d'être affectés par les opérations de gestion forestière.

Mots clés : cartographie, services écologiques, apport potentiel, indice, indicateurs de fonction, variable de substitution, aménagement des forêts, modèle hydrologique SWAT, île de Terre-Neuve, aide à la décision.

Table des matières

Liste des figures.....	iii
Liste des tableaux	v
Liste des abréviations	vi
Remerciements	vii
Avant-propos	ix
1 Introduction	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.1.1 Le capital naturel forestier et ses multiples services écologiques	1
1.1.2 Les enjeux de l'aménagement forestier sur l'île de Terre-Neuve	4
1.2 Problématique.....	6
1.3 État des connaissances.....	8
1.4 Objectifs et hypothèses de recherche	12
2 Article: Mapping water-related ecosystem service supply for forest management: The case of sediment control in the Harry's River Watershed, Newfoundland, Canada.....	14
2.1 Introduction	15
2.2 Material and methods	19
2.2.1 Study area	19
2.2.2 Data sources	21
2.2.2.1 Index development	21
2.2.2.2 Hydrological model analysis	21
2.2.3 Overview of the methodology	22
2.2.4 Defining spatial mapping units for ecosystem service supply	24
2.2.5 Constructing the sediment control service index	24
2.2.5.1 Selecting potential function indicators	24
2.2.5.2 Applying redundancy analysis to the potential function indicators	26
2.2.5.3 Normalizing the selected function indicators	27
2.2.5.4 Assigning weight factors to selected function indicators	27
2.2.5.5 Calculating the sediment control service index.....	28
2.2.6 Mapping the sediment control service supply	28

2.2.7	Evaluating the sediment control service maps	29
2.3	Results	32
2.3.1	Sediment control service index	32
2.3.1.1	Selected function indicators	32
2.3.1.2	Influence of weighting schemes	33
2.3.2	Sediment control service supply maps	34
2.3.3	Map evaluation	37
2.4	Discussion	38
2.4.1	Ecosystem service mapping framework	38
2.4.2	Methodological limitations.....	40
2.4.3	Perspectives on mapping ecosystem service supply	42
2.5	Conclusions	43
2.6	Acknowledgements	44
2.7	References	44
2.8	Complément d'analyse de l'article.....	52
3	Exercice complémentaire : Cartographie du service culturel de la chasse.....	55
3.1	Mise en contexte.....	55
3.2	Démarche méthodologique générale	57
3.3	Résultats préliminaires pour l'application au service culturel de la chasse	58
4	Discussion et conclusion générale.....	61
5	Références hors article	64
6	Annexes	67

Liste des figures

Figure 1.1. Représentation conceptuelle des relations existantes entre les services écologiques, les fonctions écologiques et les bénéfices (adaptée de De Groot <i>et al.</i> , 2010).	2
Figure 1.2. Liste non exhaustive des services écologiques (SEs) produits par le capital naturel forestier par catégorie de service.....	3
Figure 1.3. Représentation des unités de district (18 unités), des unités de planification (8 unités) et les tenures de CBPPL (Kruger) pour l’île de Terre-Neuve tirée et adaptée du document de la stratégie d’aménagement durable des forêts 2014-2024 (Government of Newfoundland and Labrador, 2014).	6
Figure 1.4. Classification des méthodes de quantification des SEs.	9
Figure 2.1. Spatial extent of the geographic area with main land cover types: Harry's River Watershed (HRW).....	20
Figure 2.2. Percent coverage of clearcut (CC) harvesting and pre-commercial thinning (PCT) of the forested area of Harry's River Watershed (HRW) for four 5-year periods. (Left axis: percent coverage of CC and PCT; Right axis: forestry road length in kilometers).....	20
Figure 2.3. General methodology followed to map the potential supply of a water-related ecosystem service (ES) – the sediment control service (SCS).	23
Figure 2.4. Equal and expert-based weight factors for function indicators selected to represent the regulation of sediment (left side). Box-and-whisker plots of SCS index values with equal and expert-based weight factors (right side). For the boxplots, the horizontal line represents the median; the boxes define the 25th and 75th percentiles (i.e., the Interquartile Range - IQR); whiskers delimit the minimum and maximum values of the SCS index; outliers ($1.5 \times \text{IQR}$) are indicated with dots. The median SCS index values are significantly different according to the Wilcoxon signed-rank test.	33
Figure 2.5. Representation of the relationship between the equal-weight SCS index (as reference value) and the expert-based weight SCS index. The dashed line indicates a 1:1 relationship. The percentage of sub-watersheds where the index values increase with expert weight assignment are presented in the table insert.	34
Figure 2.6 Visualization of SCS supply maps for the period 2004-2008 that were computed from equal and expert-based weights (left side). The sediment yield from the SWAT model for the period 2004-2008 (right side). The numbers correspond to sub-watershed ID.	36

Figure 2.7. Individual contributions of FIs to the relative potential supply of SCS. Case of expert-based weight maps for four sub-watersheds for the 2004-2008 period representing different classes of potential supply.	37
Figure 2.8. Représentation de la distribution de la valeur de l'indice par type d'indicateur exclu de l'indice en fonction (IF) de la période et du système de pondération (poids d'experts ou poids égaux) (diagrammes en boîte à moustaches). Pour chacune des boîtes à moustaches, les barres horizontales représentent la médiane; les cases définissent les 25ème (Q1) et 75ème (Q3) quartiles, les moustaches délimitent les valeurs minimales et maximales de l'indice SCS et les valeurs aberrantes sont indiquées par des points. L'indice SCS d'origine (nommé « aucun » sur l'axe des x et représenté en gris) sert d'indice de référence.	54
Figure 3.1. Représentation spatiale de trois scénarios potentiels d'aménagements forestiers pour la période 2019-2023 dans le bassin versant de la rivière Harry, Terre-Neuve. Scénario 1 : étendue spatiale localisée sur une période de cinq ans (S1) ; Scénario 2 : étendue spatiale localisée sur une période de deux ans (S2). Scénario 3 : étendue spatiale dispersée sur une période de cinq ans (S3).	56
Figure 3.2. Schéma méthodologique général pour la reproduction de la démarche cartographique à d'autres services écologiques.	57
Figure 3.3. Représentation cartographique du service culturel de la chasse pour les trois scénarios d'aménagements potentiels (S1, S2, S3). L'apport potentiel du service de la chasse est donc représenté en 7 classes, les classes de 1 à 5 correspondent respectivement à un potentiel très faible (rouge) et très élevé (vert foncé).	60
Figure A.1.6.1. Démarche méthodologique générale pour cartographier et évaluer les services écologiques dans un contexte de scénarisation.	68
Figure A.2.6.2. Map of possible gross merchantable volume for softwood from the forest areas in Harry's River Watershed.	70
Figure A.2.6.3. Potential scenario database for the 2019-2023 period includes data used as input for calculating potential scenario (district limit, five year operating outline limits and possible forest to harvest) and output data used as scenario layers for harvest and pre-commercial thinning (S1 S2 S3 for five year plan).	72
Figure A.2.6.4. Example of attribute table for harvest scenario data.	72

Liste des tableaux

Table 2.1. SWAT land cover classes.	22
Table 2.2. List of potential proxies used as function indicators (FIs) to quantify the sediment control service (SCS) at the sub-watershed scale following the seven criteria defined in the text.	26
Table 2.3. Final and scenario adjusted parameter values for streamflow and sediment load calibration for the HRW SWAT model.	31
Table 2.4. Pearson’s correlations (r) between the selected function indicators (FIs). See Table 2.2. for the FIs description.	32
Table 2.5. Overall percent agreement between SWAT and SCS index classifications (n = 31 sub-watersheds).	38
Tableau 2.6. Test de Friedman : Valeur de la médiane et résultat de la comparaison multiple du test <i>post hoc</i> de la différence la moins significative de Fisher (LSD) pour chaque indice du service de contrôle des sédiments calculé (original et modifié). Les indices présentant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents.	53
Tableau 3.1. Liste des indicateurs de fonction utilisés pour quantifier le service culturel de la chasse à l’échelle des sous-bassins versants du bassin de la rivière Harry.	59
Tableau 3.2. Corrélation de Pearson (r) entre les indicateurs de fonction pour le service de la chasse.	59
Table A.2.6.1. Average clear-cut harvested area for five-year periods in Harry’s River Watershed.	71
Table A.2.6.2. Average pre-commercial thinning harvested area for five-year periods in Harry’s River Watershed.	71
Table A.2.6.3. Annual Allowable Cut (AAC) values given by the Department of Fisheries, Forestry and Agrifoods of Newfoundland for the overall district (Department of Fisheries, Forestry and Agrifoods, 2016).	72

Liste des abréviations

AWARE	Assessment of Wood Attributes using Remote Sensing
CB	Coupes à blanc
CBPPL	Corner Brook Pulp and Paper Limited
CCFB	Centre canadien sur la fibre de bois
CEF	Centre d'Étude de la Forêt
CRNSG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
EC	Éclaircie commerciale
EF	Ecosystem function
EM	Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire
EPC	Éclaircie pré-commerciale
ES	Ecosystem service
FE	Fonction écologique
APS	Apport potentiel du service
IF	Indicateur de fonction
INVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
FI	Function indicator
MA	Millenium ecosystem assessment
PAC	Possibilité annuelle de coupe
SADF	Stratégie d'aménagement durable des forêts
SCF	Service canadien des forêts
SCS	Sediment control service
SCS	Service de contrôle des sédiments
SE	Service écologique
SWAT	Soil Water Assessment Tool
UBC	University of British Columbia

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche Richard Fournier, qui m'a accueillie au sein de son équipe de recherche à l'université de Sherbrooke, pour ses conseils, son soutien, ses connaissances, sa disponibilité et pour m'avoir accordé sa confiance dans le déroulement de ce projet.

Un grand merci également à ma codirectrice de recherche Joan Luther pour son soutien, son expertise et le temps qu'elle a pu me consacrer lors de mes multiples séjours à Terre-Neuve.

Cette maîtrise a été possible grâce à trois contributions financières. Il s'agit d'abord du projet au programme de recherche en développement collaboratif du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) : « Assessment of Wood Attributes using Remote Sensing (AWARE) » (CRSNG CRDPJ-462973-14, titulaire de la subvention N.C. Coops, UBC), en collaboration avec l'industrie de pâte à papier Corner Brook Pulp and Paper Limited (CBPPL), le ministère des Pêches et des Terres de Terre-Neuve-et-Labrador et le Centre canadien sur la fibre de bois (CCFB) du Service canadien des forêts (SCF). La deuxième contribution financière provient du Service canadien des forêts, de Ressource Naturelle Canada. La troisième contribution financière provient du programme d'engagement partenarial (ENGAGE) du CRSNG qui m'a permis de mettre en œuvre le cadre de cartographie des services écologiques dans un environnement opérationnel.

Mes remerciements s'adressent également à l'équipe de Resource Innovation Inc, particulièrement Adam Anderson et Adrian Ricketts, collaborateurs du programme ENGAGE, pour leur accueil chaleureux, leurs supports techniques et leurs conseils.

J'aimerais exprimer ma reconnaissance aux partenaires qui ont soutenu le projet :

- Faron Knott (CBPPL) pour son intérêt et son accessibilité et Michael McCarthy (CBPPL) pour le partage de données.
- Darrell Harris (SCF) pour son temps, ses idées et son expertise qui ont grandement aidé l'avancement du projet ainsi que Olivier vanLier (SCF) pour son soutien à la gestion des données.
- Boyd Pittman et Andrew Clarke (le ministère des Pêches et des Terres de Terre-Neuve-et-Labrador) pour leur intérêt dans le projet et le partage de données.

Ma profonde gratitude va à Mélanie Trudel, professeur en génie à l'université de Sherbrooke, pour son temps, les discussions utiles et son expertise qui ont permis de faire le lien avec le modèle hydrologique.

Je remercie ma collègue Catherine Frizzle pour les discussions et les échanges sur mon projet de recherche. Son attitude positive et ses commentaires pertinents ont fourni une expertise qui a aidé l'avancement du projet.

Un gros merci également à tous mes collègues du département de géomatique qui ont rendu ces deux années riches et agréables, tout particulièrement à Mélodie Bujold et Bastien Vandendaele pour avoir partagé de superbes aventures lors de nos séjours à Terre-Neuve.

Et enfin, je tiens à remercier profondément toutes les personnes qui m'ont soutenue, encouragée, supportée de près ou de loin, famille et ami(e)s tout au long du projet et rendu l'aboutissement de ce beau projet possible.

Avant-propos

Ce mémoire est composé de quatre parties. Une première partie correspond à l'introduction générale où sont définis, le contexte, la problématique de l'étude, l'état des connaissances, ainsi que les objectifs de l'étude et les hypothèses de recherche. L'état des connaissances établit les connaissances actuelles sur les méthodes de cartographie des services écologiques. La deuxième partie présente le manuscrit scientifique soumis au journal *Ecological Indicators* le 27 août 2019. L'article établit le site d'étude, les données et la démarche méthodologique générale mise en place pour cartographier l'apport potentiel d'un service écologique en particulier, ainsi que les résultats d'une étude de cas sur le service de contrôle des sédiments à l'échelle d'un bassin versant de l'île de Terre-Neuve. Un complément d'analyse de l'article est également présenté. La démarche méthodologique ainsi que les résultats préliminaires ont également été présentés lors d'une session d'affiches au *colloque annuel du Centre d'Étude de la Forêt (CEF)*, Montréal 3 mai 2016, lors d'une présentation orale au *colloque annuel du CEF*, Montréal le 2 mai 2017 et à la conférence *Vision géomatique*, Sherbrooke le 19 octobre 2017. Dans une troisième partie les résultats préliminaires d'un exercice complémentaire sont présentés afin de tester la reproductibilité du cadre méthodologique sur un autre service écologique - le service culturel de la chasse. Et enfin, en quatrième partie, une discussion et conclusion générale exposant les apports et limites de la démarche méthodologique ainsi que les perspectives de l'étude concluront ce mémoire.

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

1.1.1 Le capital naturel forestier et ses multiples services écologiques

Depuis une vingtaine d'années, le concept de service écologique¹ (SE) est apparu devant l'intérêt grandissant de donner une valeur au capital naturel et non pas seulement au capital économique (Costanza *et al.*, 1997). Le capital naturel réfère à l'ensemble des éléments des écosystèmes naturels (par exemple eau, sol, végétation) présents sur un territoire qui fournissent des SEs essentiels et contribuent au bien-être des humains et de la société (Costanza *et al.*, 1997; Guerry *et al.*, 2015; Mace *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2017). Le concept de SEs, introduit dès la fin des années 1990 suite aux travaux de Costanza *et al.* (1997) ou de Daily (1997), a véritablement pris de l'ampleur suite à la publication du rapport sur l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM) en 2005 (MEA, 2005). L'objectif de EM était d'étudier les impacts de la modification de l'écosystème sur le bien-être humain et de poser les bases scientifiques nécessaires pour améliorer la conservation, la restauration et l'utilisation durable des écosystèmes naturels. La définition du concept d'un SE a évolué dans la littérature. Cependant, la plupart des auteurs s'accordent sur la définition proposée dans le rapport du EM qui définit un SE comme étant les bénéfices que l'être humain obtient directement ou indirectement des écosystèmes et qui contribuent au bien-être humain (Costanza *et al.*, 2017; Fisher *et al.*, 2009; Martínez-Harms et Balvanera, 2012; MEA, 2005). De manière générale, le capital naturel est associé à la réserve de ressources naturelles renouvelables et non renouvelables (Mace *et al.*, 2015) en opposition aux SEs associés à un flux entre l'apport potentiel d'un service et la demande réelle associée à ce même service (Bastian *et al.*, 2012; Burkhard *et al.*, 2014). L'apport potentiel représente la capacité d'un écosystème à fournir un SE (Burkhard *et al.*, 2012) qui dépend des fonctions des écosystèmes (Bastian *et al.*, 2012; Costanza *et al.*, 2017; De Groot *et al.*, 2010; MEA, 2005). Les fonctions de l'écosystème appelées fonctions écologiques (FEs) représentent l'ensemble des processus écologiques ainsi que la structure biophysique qui agissent au niveau de l'écosystème et contribuent à la création d'un ou plusieurs SEs (Bastian *et al.*, 2012; TEEB, 2010). La demande est associée aux besoins des humains. Le schéma conceptuel des relations entre SEs et FEs est présenté en figure 1.1.

¹ Le terme service écologique est associé au terme service écosystémique utilisé en anglais.

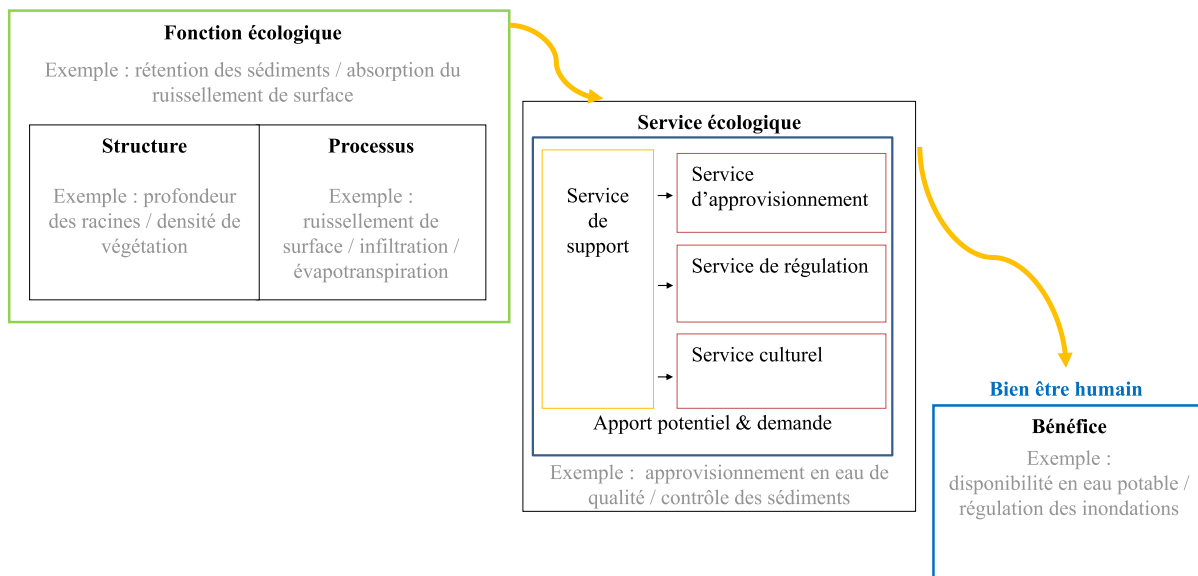


Figure 1.1. Représentation conceptuelle des relations existantes entre les services écologiques, les fonctions écologiques et les bénéfices (adaptée de De Groot *et al.*, 2010).

L'évaluation biophysique des SEs, peu prise en considération jusqu'à présent dans les processus décisionnels et de gestion, suscite un réel intérêt dans le monde forestier puisque le capital naturel forestier génère de nombreux SEs marchands et non marchands. Toutes les composantes de l'écosystème forestier jouent d'ailleurs un rôle crucial dans l'approvisionnement et le maintien des SEs. Par exemple, les bandes riveraines boisées maintiennent le sol en place et améliorent la qualité de l'eau pour l'utilisation en aval et pour la préservation des habitats aquatiques (Dosskey *et al.*, 2010; Villamagna *et al.*, 2014); les forêts stockent du carbone qui aide à réguler le climat et elles offrent des points de vue esthétiques, des possibilités de loisirs et une inspiration spirituelle (García-Nieto *et al.*, 2013). De plus, les milieux humides retiennent les sédiments et nutriments pour améliorer la qualité de l'eau (Brauman *et al.*, 2007; Varin *et al.*, 2019). La forêt est également une source importante de matières premières en fournissant, par exemple, du bois de chauffage domestique et des matières ligneuses pour les industries forestières (Grunewald *et al.*, 2016). Il existe donc de multiples SEs rendus par l'écosystème forestier qui peuvent être classés par catégories de services.

Bien que plusieurs systèmes de classification des SEs soient présentés dans la littérature, les travaux réalisés par le EM (MEA, 2005) constituent une avancée capitale qui a grandement contribué à classer les SEs. Ce rapport représente un document de référence encore largement utilisé dans les études d'évaluation des SEs (Brauman *et al.*, 2007; García-Nieto *et al.*, 2013; Malinga *et al.*, 2015). Ainsi les SEs sont classés en quatre catégories principales : approvisionnement, régulation, culturel et de soutien (figure 1.2). Les services d'approvisionnement incluent les produits qui sont consommés par l'homme et potentiellement commercialisables. Les services de régulation sont associés aux processus naturels qui permettent de réguler ou modérer les phénomènes naturels. Les services culturels comprennent les avantages non matériels que les êtres humains tirent de la nature sur les plans éducatif, esthétique, récréatif et spirituel. Et enfin, les services de soutien sont indispensables pour la production de tous les autres SEs en maintenant les conditions de base au développement de la vie sur Terre.

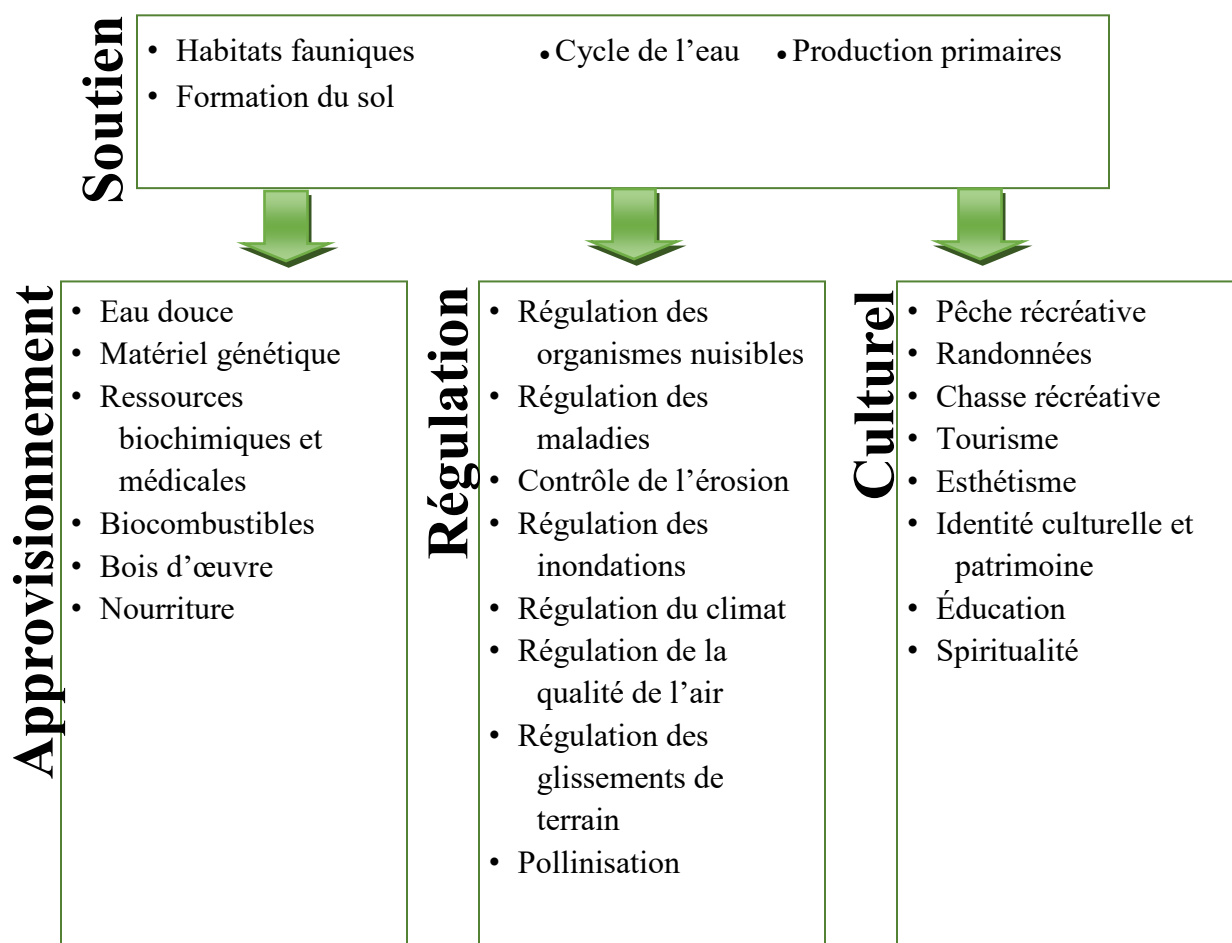


Figure 1.2. Liste non exhaustive des services écosystémiques (SEs) produits par le capital naturel forestier par catégorie de service.

1.1.2 Les enjeux de l'aménagement forestier sur l'île de Terre-Neuve

L'aménagement forestier dans la province de Terre-Neuve-et-Labrador est régi par la loi sur la forêt de 1990 (Forestry Act 1990) qui exige que toutes les ressources forestières soient récoltées de manière durable. En vertu de la loi, le gouvernement provincial est responsable de l'élaboration d'une stratégie d'aménagement durable des forêts sur une période de 10-20 ans (document stratégie d'aménagement durable des forêts : SADF) qui définit les orientations de gestion forestière et les actions à mener pour la gestion durable de la ressource forestière de manière à maintenir l'équilibre des valeurs écologiques, économiques et sociales. La démarche d'aménagements forestiers est élaborée sur deux unités d'aménagement distinctes (figure 1.3) :

Unité de district	Unité originale considérée pour la mise en œuvre du plan de gestion d'une forêt. Les limites des districts ont été définies en vertu de la loi sur l'aménagement forestier et taxes proclamée en 1975 et révisée en 1979 (Règlement de Terre-Neuve codifié 777/96).
Unité de planification	Nouvelle unité de planification depuis 2014 regroupant plusieurs districts qui s'appuient sur les limites des écorégions ² identifiant des caractéristiques géologiques et climatiques relativement homogènes (Gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, 2014).

En vertu de la loi, le gouvernement provincial ainsi que l'industrie de pâte à papier de Corner Brook Pulp and Paper Limited (CBPPL), seul détenteur de tenure forestière à Terre-Neuve, doivent également produire (1) un plan opérationnel quinquennal à l'échelle de l'unité de planification qui détaille la mise en œuvre des activités de gestion forestière conformément à la SADF; (2) un plan d'exploitation annuel à l'échelle de l'unité de planification qui décrit la localisation exacte où auront lieu les activités de gestion forestière au cours d'une année. Les principales activités de gestion forestière pratiquées sur l'île de Terre-Neuve sont les traitements sylvicoles, notamment l'éclaircie commerciale (EC) et pré-commerciale³ (EPC) qui ont comme objectif de stimuler la croissance des arbres restants, la construction et la maintenance des chemins

² L'île de Terre-Neuve est divisée en neuf écorégions.

³ Le traitement d'éclaircie pré-commerciale est appliqué sur de jeunes peuplements de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill) et d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.)) à forte densité et qui se régénèrent naturellement. Les arbres abattus sont laissés sur place pour pourrir et aider à fertiliser les arbres restants (Government of Newfoundland and Labrador, 2014).

forestiers ainsi que la récolte de bois provenant des coupes à blanc (CB) et EC; (3) une analyse des ressources en bois qui définit la quantité maximale de bois pouvant être récoltée de manière durable sur une période de cinq ans à l'échelle de l'unité de district, nommée possibilité annuelle de coupe (PAC).

En complément à la loi sur l'aménagement forestier, CBPPL s'engage à pratiquer une gestion forestière responsable et durable à travers différents systèmes de certification forestière⁴ - Norme nationale boréal Forest Stewardship Council® (FSC) et l'Association canadienne de normalisation (CSA) - afin de fournir, maintenir et protéger les valeurs écologiques et sociales de l'écosystème forestier tout en fournissant les besoins en matière ligneuse de l'usine et maintenir la compétitivité sur les marchés. Depuis que la certification forestière est apparue au début des années 90, son champ d'application a évolué d'une gestion axée traditionnellement sur le rendement en produits ligneux seulement, à un ensemble de SEs forestiers (Jaung *et al.*, 2016; Meijaard *et al.*, 2014). Le défi reste à présent la mise en œuvre de stratégies et méthodes simples et accessibles par les gestionnaires afin d'évaluer et d'intégrer les SEs dans le processus décisionnel pour une gestion forestière adéquate. Pour ce faire, les trois composantes suivantes sont nécessaires : (1) définir et décrire le capital naturel forestier disponible; (2) identifier les différents SEs rendus par l'écosystème forestier présentant un potentiel conflit avec la gestion du bois; (3) fournir une approche facile à comprendre et à appliquer pour les gestionnaires forestiers pour un suivi et une mise à jour de l'état actuel des ressources en bois et des SEs.

⁴ Une évaluation indépendante réalisée par une tierce partie pour aborder les problèmes de dégradation des forêts et promouvoir une gestion durable des forêts sur la base d'un ensemble de principes, de critères et d'indicateurs de gestion durable des forêts (Jaung *et al.*, 2016; Rametsteiner et Simula, 2003).

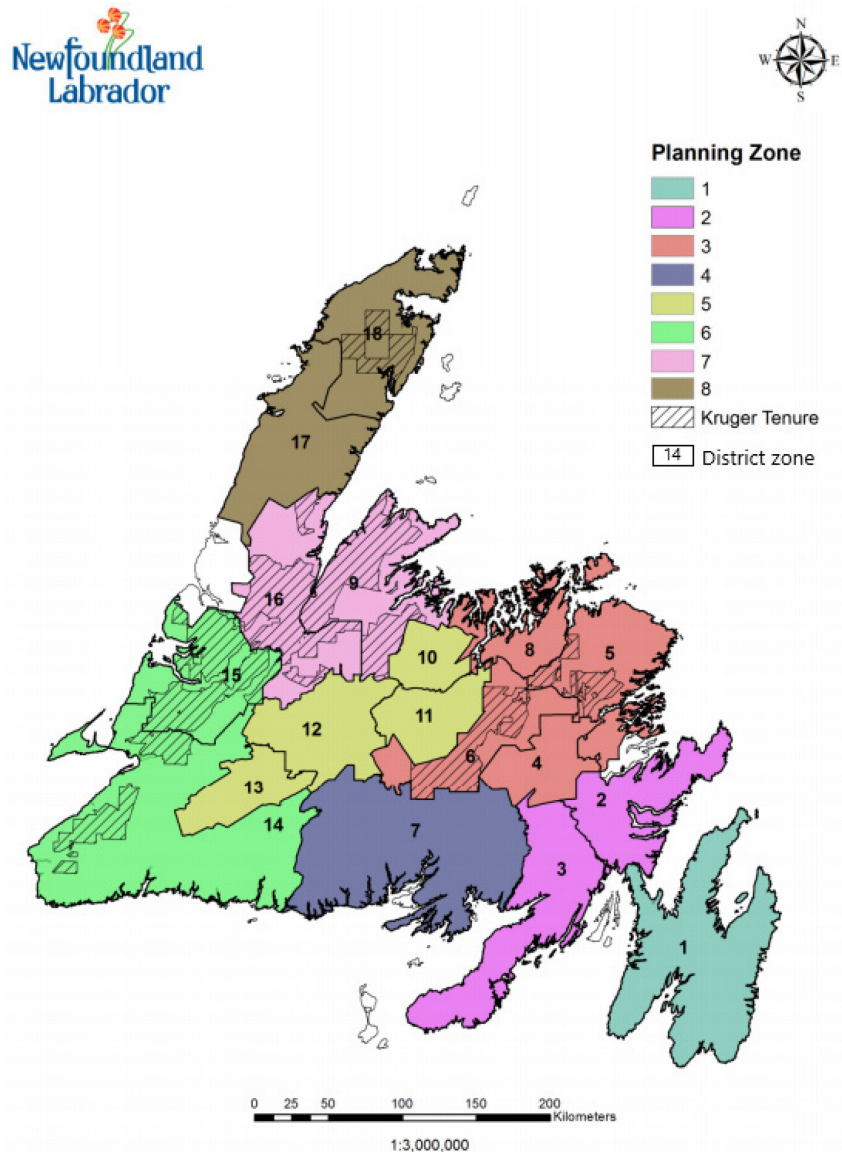


Figure 1.3. Représentation des unités de district (18 unités), des unités de planification (8 unités) et les tenures de CBPPL (Kruger) pour l’île de Terre-Neuve tirée et adaptée du document de la stratégie d’aménagement durable des forêts 2014-2024 (Government of Newfoundland and Labrador, 2014).

1.2 Problématique

Avec son abondance de forêts, de rivières, de lacs et de milieux humides, le paysage de Terre-Neuve représente un important capital naturel pour l’apport de multiples SEs. À l’échelle d’un bassin versant, la forêt a une influence significative sur la répartition spatiale et temporelle des SEs et principalement sur les SEs liés à l’eau (Brauman *et al.*, 2007). La végétation favorise les processus d’évapotranspiration et d’interception qui réduisent la quantité de précipitations

atteignant le sol de la forêt (Neary *et al.*, 2009). Les sols forestiers facilitent l'infiltration et la filtration de l'eau ainsi que la rétention des sédiments et nutriments. En outre, les arbres et leur système racinaire maintiennent la stabilité du sol et améliorent la qualité des cours d'eau en limitant le ruissellement et l'érosion des sols. Les milieux humides retiennent les sédiments et nutriments. Enfin, les forêts contribuent à modérer les risques climatiques naturels et les glissements de terrain et à fournir des habitats et corridors écologiques pour la faune (MEA, 2005). Il est toutefois important de noter que la capacité de l'écosystème forestier à fournir des SEs dépend de l'échelle du site d'étude et de plusieurs composantes environnementales, par exemple, topographie, utilisation du sol, conditions météorologiques, type de sol (Burkhard *et al.*, 2012; Van Oudenhoven *et al.*, 2012; Villamagna et Angermeier, 2015). Les FEs de la forêt dans un bassin versant de petite taille de l'ordre de centaines de kilomètres carrés sera plus sensible aux changements d'utilisation du sol par exemple qu'un bassin versant de plus grande taille (Brauman *et al.*, 2007). De plus, le niveau des perturbations naturelles et anthropiques telles que les feux de forêt, l'invasion par les insectes et l'industrie forestière joue un rôle déterminant dans le maintien des SEs. Entre autres, la construction et la maintenance des chemins forestiers, le creusement de fossés ainsi que la récolte de bois s'avèrent être une des sources significatives de modification et de dégradation de la qualité chimique, biologique et physique des sols forestiers et donc des SEs associés (Brandt *et al.*, 2013; Loehle *et al.*, 2014; Putz *et al.*, 2003). Les changements du couvert forestier peuvent influencer directement ou indirectement l'apport de certains SEs en modifiant les processus et la structure des forêts qui sous-tendent les fonctions des écosystèmes. Par exemple, à l'échelle d'un bassin versant, la perte du couvert forestier affecte non seulement le régime hydrologique en réduisant l'interception et l'évapotranspiration par la végétation et l'infiltration des eaux par le sol mais également la qualité de l'eau en réduisant l'absorption des nutriments et la rétention des sédiments des eaux de ruissellement (Brauman *et al.*, 2007; Tremblay *et al.*, 2008, 2009). L'exposition directe aux rayonnements solaires peut augmenter la température du sol et de l'eau de surface. Plusieurs études suggèrent que le changement des paramètres physico-chimiques des cours d'eau (pH et température) (Baron *et al.*, 2002) ainsi que les changements liés à l'exploitation forestière (Brauman *et al.*, 2007) peuvent affecter les organismes aquatiques. Et enfin, la dégradation des habitats fauniques, par la perte potentielle de forêts et corridors écologiques, peut amener à restreindre l'accès à des activités récréatives comme la chasse. Contrairement aux perturbations naturelles incontrôlables, telles que les incendies, les tempêtes et les invasions d'insectes, les perturbations anthropiques liées à l'exploitation forestière peuvent être régulées et documentées à

partir d'un plan d'aménagement forestier. Afin de développer et mettre en œuvre des stratégies de gestion durable des forêts, il est important de fournir un nouvel outil qui vient en appui à la planification opérationnelle des pratiques de gestion forestière. Dans une perspective d'aménagement raisonné, les gestionnaires du milieu forestier se voient confrontés au défi de la recherche de compromis entre les besoins en matière ligneuse à court terme et le maintien de la capacité de l'écosystème à fournir des SEs sur le long terme. De ce fait, il devient essentiel d'étudier les interactions existantes entre l'ensemble des SEs afin de permettre aux décideurs d'évaluer les compromis et de les considérer au moment de l'élaboration des plans d'aménagement lorsque cela est approprié. L'étude des interactions entre les SEs mène à la recherche de compromis et de synergies entre les SEs (Bennett *et al.*, 2009; Creed *et al.*, 2016; García-Nieto *et al.*, 2013).

À notre connaissance, aucune étude consistant à l'évaluation spatialement explicite des SEs dans une perspective d'aménagement durable des forêts n'a été réalisée sur l'île de Terre-Neuve. Seuls des travaux menés par Tobin *et al.* (2007) ont été réalisés afin d'évaluer les effets des pratiques forestières sur la qualité de l'eau sans intégrer une dimension spatiale à l'évaluation. Dans ce contexte, la quantification biophysique spatialement explicite et la cartographie de l'apport potentiel des SEs dans une perspective de gestion durable et de planification des pratiques forestières offrent une avenue prometteuse pour gérer adéquatement les forêts.

1.3 État des connaissances

La prise en compte des SEs dans la mise en place des plans d'aménagement forestier nécessite l'utilisation de données spatialement explicites et suppose au préalable un exercice de quantification et de cartographie des SEs (Burkhard *et al.*, 2013; Crossman *et al.*, 2013; Egoh *et al.*, 2008). Plusieurs méthodes de quantification des SEs sont proposées dans la littérature et reposent toutes sur le pré-requis de définir des indicateurs spatiaux appropriés pour quantifier les SEs. Ces indicateurs doivent relier les FEs (processus écologiques et structure biophysique) au SE associé. Selon Martínez-Harms et Balvanera (2012), les méthodes de quantification des SEs peuvent être classées en cinq catégories principales (figure 1.4) allant des plus simples aux plus complexes : avis d'expert, matrice de valeur, relations causales, extrapolation de données primaires et modèles de régression. Des modèles physiques peuvent également être utilisés pour évaluer les SEs (Francesconi *et al.*, 2016; Schmalz *et al.*, 2016).

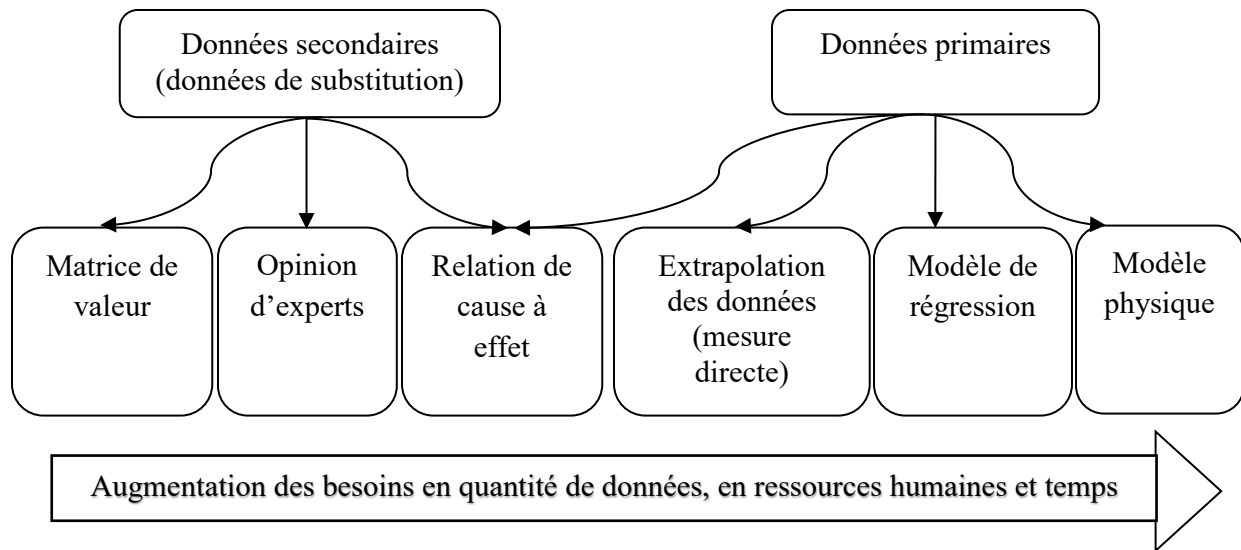


Figure 1.4. Classification des méthodes de quantification des SEs.

Ces six méthodes peuvent être classées en deux approches principales. La première approche est basée sur des données primaires (Kandziora *et al.*, 2013) utilisées pour des méthodes d'extrapolation, des modèles physiques notamment des modèles hydrologiques ou des modèles statistiques (modèles de régression). Par exemple, l'utilisation d'un modèle hydrologique tel que le modèle SWAT (Soil Water Assessment Tool) (Arnold *et al.*, 2012) est apparue depuis 2010 pour quantifier plusieurs SEs liés à l'eau (Schmalz *et al.*, 2016; Vigerstol et Aukema, 2011). Dans les travaux de Schmalz *et al.*, (2016), ils utilisent, entre autres, les sorties de rendement en sédiment et le ruissellement de surface et souterrain du modèle SWAT pour évaluer respectivement le service de régulation de l'érosion et le service de régulation de l'écoulement. La deuxième approche est basée sur des données secondaires, appelées aussi données de substitution (proxies), telles que les matrices de valeurs (Burkhard *et al.*, 2012) ou l'opinion d'experts (Koschke *et al.*, 2012). Dans les travaux de Burkhard *et al.*, (2012) une valeur est attribuée à chacune des catégories de l'occupation du sol qui représente la capacité des différentes classes d'occupation du sol à soutenir l'intégrité écologique et donc les SEs. L'utilisation d'une matrice de valeur suppose que l'occupation du sol est le seul facteur déterminant de l'apport des SEs. Bien que largement utilisés, les résultats issus de cette méthode sont approximatifs car l'apport des SEs n'est pas homogène au sein des classes d'occupation des sols (Eigenbrod *et al.*, 2010). Finalement, la méthode de relation de cause à effet a l'avantage de tirer profit des deux approches. Elle peut aussi bien intégrer des données primaires, par exemple le taux d'infiltration dans le sol (mm/h), le recensement du nombre

de gibier (nombre/ha) que des données de substitution comme par exemple le type de sol, la couverture du sol ou le nombre de permis de chasse délivrés. Les données de substitution sont largement utilisées pour quantifier et cartographier les SEs lorsque peu de données primaires sont disponibles (Egoh *et al.*, 2012; Grizzetti *et al.*, 2016). Par exemple Grizzetti *et al.* (2016) proposent dans leur étude une liste de 150 indicateurs potentiels dérivés de données de substitution pour évaluer, entre autres, le service d'approvisionnement en eau et le service de purification de l'eau. Ainsi, la méthode de relation de cause à effet propose une alternative intéressante aux modèles complexes. Étant donné que le concept de SE est complexe, un indicateur de substitution seul pourrait ne pas saisir la complexité inhérente et l'hétérogénéité temporelle et spatiale liées à l'évaluation des FE et SEs. Par conséquent, quantifier et cartographier un SE à l'aide d'un indicateur composite, appelé indice, offre un moyen plus approprié pour cartographier la nature multidimensionnelle et complexe d'un SE (Nardo *et al.*, 2008; Varin *et al.*, 2019). La construction d'un indice comporte plusieurs étapes (Nardo *et al.*, 2008). Chaque étape doit être menée de façon rigoureuse afin d'éviter une représentation erronée des SEs qui pourrait engendrer des recommandations de gestion forestière inappropriées (Gan *et al.*, 2017; Saisana *et al.*, 2005). Deux approches principales existent dans la littérature pour construire un indice : approches compensatoires et non compensatoires. Les approches compensatoires telles que l'addition ou le produit simple d'indicateurs pondérés ou l'analyse coût bénéfice (Zanchi et Brady, 2019) sont faciles à comprendre mais introduisent une dimension compensatoire entre les indicateurs. (Gan *et al.*, 2017; Nardo *et al.*, 2008) ; c'est-à-dire que les indicateurs avec des valeurs faibles sont compensés par des valeurs élevées pour d'autres indicateurs. Les approches non compensatoires reposent sur des analyses multicritères telles que les méthodes de classement et de hiérarchisation (Diaz-Balteiro *et al.*, 2017) qui permettent de supprimer l'effet de compensation entre les indicateurs en comparant et évaluant les indicateurs deux à deux. Par exemple, Zhang et Zhou (2018) proposent d'évaluer la performance en carbone pour 4 villes de Chine à partir d'un indicateur composé qui repose sur une technique de classement et de seuil. Ainsi une matrice de classement est réalisée en comparant la performance de chacun des indicateurs sélectionnés deux à deux. Ensuite un seuil de performance est établi pour créer la matrice de performance. Bien que les approches compensatoires présentent certaines limitations dues principalement à l'effet de compensation entre les indicateurs, elles sont souvent utilisées en raison de leur facilité à mettre en place et leur compréhension par des non-experts. Ainsi chacune des méthodes de quantification des SEs présente des avantages et des inconvénients. Les méthodes simples basées sur des données

de substitution sont celles qui présentent des résultats avec la marge d'erreur la plus forte (Eigenbrod *et al.*, 2010). Cependant, leur mise en place nécessite peu d'expertise et de données. À l'opposée, les méthodes plus complexes, généralement plus fiables, permettent une modélisation spatiale des principaux processus écologiques. Toutefois leur mise en place est fastidieuse, nécessite beaucoup de données et les résultats peuvent être difficiles à interpréter pour des non experts (Vigerstol et Aukema, 2011). Le choix d'une méthode appropriée repose sur la disponibilité des données, l'échelle de cartographie, les moyens techniques disponibles, le SE considéré, l'objectif de l'évaluation et le niveau d'expertise requis (Crossman *et al.*, 2013). Après avoir sélectionné une méthode de quantification, la cartographie du SE peut être réalisée dans le but de visualiser spatialement l'apport du SE à l'échelle spatiale appropriée. Le choix de l'unité spatiale appropriée pour la cartographie de l'apport du SE est défini en fonction des caractéristiques des écosystèmes et du contexte de l'étude (par exemple unité de bassin versant, unité de couverture terrestre ou unité de peuplement forestier). La cartographie des SEs est identifiée comme un élément majeur qui permet d'identifier les zones qui devraient être maintenues ou du moins surveillées de près (Hauck *et al.*, 2013; Maes *et al.*, 2012). De plus, l'intégration de cartes de SE dans les processus de prise de décision en matière de planification et de gestion est pertinente pour communiquer l'information auprès du public, des décideurs et des gestionnaires forestiers. Toutefois, bien que les cartes de SE soient pertinentes pour aider la prise de décision, elles seront adoptées seulement si les gestionnaires forestiers leur accordent une crédibilité (Hauck *et al.*, 2013). En dépit du grand nombre de travaux publiés sur les SEs, le principal défi de la cartographie des SEs reste le manque de validation des résultats, en particulier pour les cartes produites par des méthodes basées sur des données de substitution (Andrew *et al.*, 2015). De plus, afin d'améliorer la lisibilité et l'utilité de la carte du SE, le choix de la méthode de classification des données et du nombre de classes est essentiel pour une représentation visuelle de qualité de l'apport du service (Burkhard et Maes, 2017). De ce fait, la classification des données doit être effectuée en tenant compte de l'objectif de la carte afin de proposer une représentation visuelle pertinente des résultats qui répond aux besoins des gestionnaires forestiers. Par conséquent, la mise en place de méthodes simples et reproductibles pour quantifier et cartographier l'apport potentiel des SEs est essentielle afin de rendre compte de l'état actuel des forêts, de tout changement dans la disponibilité du capital naturel forestier et des SEs associés, par l'intégration des plans d'aménagement forestier.

1.4 Objectifs et hypothèses de recherche

L'objectif principal du mémoire est d'élaborer un cadre méthodologique pour cartographier l'apport potentiel d'un SE en particulier afin d'appuyer la prise de décision pour une gestion durable de la ressource forestière à l'échelle d'un bassin versant de l'île de Terre-Neuve. Dans cette étude la demande du service n'a pas été évaluée. Le cadre méthodologique est tout d'abord développé pour un SE de régulation - le service de contrôle des sédiments (SCS) - et, ensuite appliqué à un SE culturel - le service de la chasse - afin de tester la reproductibilité de la démarche méthodologique. Le SCS est sélectionné en raison de son importance pour le maintien d'autres SEs liés à l'eau qui requièrent une attention particulière sur l'île de Terre-Neuve, tels que l'approvisionnement en eau potable pour la consommation humaine, la pêche récréative et le soutien d'un habitat de qualité pour les espèces aquatiques. De plus, dans un contexte d'aménagement forestier, le SCS est l'un des services le plus sensible puisque la construction de routes et les opérations de transport du bois peuvent augmenter le ruissellement et le transport des sédiments dans les eaux de surface en aval. Le service culturel de la chasse est sélectionné en raison de sa popularité en tant qu'activité récréative, principalement la chasse à l'orignal (*Alces alces*) sur l'île de Terre-Neuve ainsi que pour sa vulnérabilité aux pratiques de gestion forestière (Hearn, 2017). Notre démarche méthodologique propose une approche basée sur « les relations causales de variables de substitution (proxies) ». Cette approche a l'avantage d'être moins complexe à mettre en œuvre que les modèles physiques, mais aussi moins subjective, plus quantifiable et reproductible que les méthodes basées sur l'opinion d'experts. Le principal défi est de trouver des indicateurs de substitution spatialement explicites qui tiennent compte des structures et processus écologiques inhérents aux SEs étudiés. Les cartes utilisant des substitutions sont faciles à reproduire, à comprendre et répondent aux besoins des aménagistes forestiers. Elles permettent également de communiquer facilement l'information sur des problèmes de dégradation des SEs et de promouvoir la gestion durable des forêts auprès des parties prenantes.

Pour atteindre l'objectif principal, trois objectifs spécifiques ont été définis :

- 1) élaborer un cadre de cartographie qui comprend la sélection d'indicateurs de fonction (IFs), la combinaison des IFs pondérés en un indice de SE et la cartographie des résultats en unités spatiales pertinentes;

- 2) mettre en œuvre un cas pratique dans l'ouest de Terre-Neuve, Canada, pour le SCS pour 4 périodes historiques de 5 ans (1994 à 2013), et évaluer les résultats obtenus en comparant à un modèle hydrologique physique - le modèle SWAT;
- 3) tester la reproductibilité du cadre méthodologique pour le service culturel de la chasse dans l'ouest de Terre-Neuve, Canada.

Quatre hypothèses ont été émises :

Les hypothèses associées au premier objectif spécifique sont :

- 1) La cartographie d'un SE à partir d'un indice permet de cartographier l'apport potentiel d'un SE dans l'espace et sous différents scénarios de gestion forestière. Elle permet ainsi de fournir les informations adéquates pour appuyer la prise de décision dans la planification des aménagements forestiers. La pertinence des cartes sera évaluée par les gestionnaires forestiers.
Postulat : L'utilisation d'IFs représente efficacement les processus écologiques et les structures biophysiques inhérents aux SEs étudiés.
- 2) Le système de pondération basé sur les poids de l'opinion d'experts permet d'obtenir de meilleurs résultats que celui basé sur les poids égaux. Les deux systèmes de pondération seront évalués en comparant la précision globale de la classification obtenue entre la valeur de l'indice avec la sortie du rendement en sédiment du modèle SWAT.

L'hypothèse associée au deuxième objectif spécifique est :

- 3) Une approche cartographique basée sur la combinaison d'indicateurs de substitution en un indice donne des résultats qui tendent vers ceux d'un modèle physique et pourrait ainsi constituer une bonne alternative pour la cartographie du SCS en appui à l'aménagement durable des forêts. La concordance des résultats entre l'approche cartographique basée sur la combinaison d'indicateurs de substitution et le modèle hydrologique SWAT sera évaluée à partir de la précision globale de la classification.

L'hypothèse associée au troisième objectif spécifique est :

- 4) La méthode développée est applicable et reproductible pour d'autres SEs. La reproductibilité de la méthode sera évaluée en prenant en compte la facilité à reproduire la démarche et la fiabilité des résultats obtenus.

2 Article: Mapping water-related ecosystem service supply for forest management: The case of sediment control in the Harry's River Watershed, Newfoundland, Canada

Aurélie Schmidt ¹, Richard A. Fournier ^{1*}, Joan E. Luther ², Mélanie Trudel ³

¹ Department of Applied Geomatics, Centre d'Applications et de Recherche en Télédétection, Université de Sherbrooke, Sherbrooke (QC) Canada J1K 2R1

² Natural Resources Canada, Canadian Forest Service-Atlantic Forestry Centre, Corner Brook (NL) Canada A2H 5G4

³ Department of Civil Engineering, Université de Sherbrooke, Sherbrooke (QC) Canada J1K 2R1

* Corresponding author: richard.fournier@usherbrooke.ca

Submitted 27 août 2019.

Abstract

Mapping the supply of ecosystem services (ESs) is essential for communicating the importance of ESs to policy makers and to demonstrate that sustainable development is being applied with due diligence by forest managers. ES mapping facilitates the integration of ES assessments into the decision-making process. To that end, this study provides a mapping framework for a specific water-related regulating ES – the sediment control service (SCS) – developed for a forest-dominated watershed in western Newfoundland, Canada (640 km²). The framework is based on a “proxy variables causal relationship approach,” which is less complex to implement than physical models and less subjective than expert opinions. Proxy variables are calculated from available spatial data and aggregated into a composite indicator, which is used to rank sub-watersheds on a relative scale. Two composite indicators were developed: one using equal weights among proxies and a second using expert opinion to assign weights to proxies. The use of a composite indicator (referred to as an index) for mapping addresses the multidimensional and complex nature of ESs. The proxy variables represent ecosystem function indicators (FI) that are necessary to describe the causal relationship between ecological functions and SCS. The mapping framework is evaluated by comparing the SCS relative scales with a sediment- yield classification that is simulated using the hydrological model SWAT (Soil Water Assessment Tool). Overall agreement ranged from 35 to 81% depending upon the timeframe and weighting schemes that were applied, with better results being obtained for periods with more forest management operations and the expert-based weighting scheme. Results of the framework implementation show the potential supply of SCS at

a sub-watershed scale and highlight those sub-watersheds most likely to be affected by forest management operations.

Keywords: proxy indicators, ecosystem service mapping, forest management, hydrological SWAT model, potential supply, sediment control service.

2.1 Introduction

Forest ecosystems provide ecosystem services (ESs), such as climate regulation, flood control, erosion control, timber, and non-timber products. ESs can be classified into four categories: provisioning, regulating, cultural and supporting services (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Supporting services are those that maintain the conditions for life on Earth and that are required to produce the other three ESs categories. The concept of ESs dates back to the late 1990s (Costanza et al., 1997; Daily, 1997) and has gained broader attention since the release of the Millennium Ecosystem Assessment (MA) in 2005 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). The MA framework highlighted the importance of analyzing relationships between multiple ESs and integrating ESs into landscape management and decision-making processes.

The definition of the ES concept has evolved over time. However, most authors agree that ESs contribute to human well-being (Costanza et al., 2017; Fisher et al., 2009; Martínez-Harms and Balvanera, 2012; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). ESs are generally defined as the direct or indirect, potential or real benefits that humans derive from ecosystem functions (EFs) (Costanza et al., 2017; Martínez-Harms and Balvanera, 2012; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). EFs represent ecological, biophysical processes, and biophysical structure that act at an ecosystem level and contribute to delivering multiple potential or real ESs (TEEB, 2010). The support of forest EF over space and time strongly depends upon land cover, land use, topographic features, and meteorological conditions (temperature and precipitation changes) (Burkhard et al., 2012; Van Oudenhoven et al., 2012; Villamagna and Angermeier, 2015). Ecosystem transformations, such as forest management practices, have long been recognized to affect the capacity of ecosystems to maintain forest ESs (Brauman et al., 2007; Duncker et al., 2012). Accordingly, there is a need to manage forest resources to maintain ESs and minimize ES degradation.

Forest certification has been adopted by many countries and by forest products companies. Forest certification is an independent third-party assessment that has been introduced to address forest degradation concerns, and to promote sustainable forest management based on a set of principles, together with criteria and indicators of sustainable forest management (Jaung et al., 2016; Rametsteiner and Simula, 2003). Although several forest certification schemes have been established, all are based upon specifying standard thresholds that should be met by the forest industry to achieve sustainable forest management. The ES concept has been recently integrated into the certification process, and the scope of certification has expanded from timber supply management to a range of forest ESs (Jaung et al., 2016; Meijaard et al., 2014). Integrating ESs into the certification process and into forest management planning is challenging (Meijaard et al., 2014; Savilaakso and Guariguata, 2017). To date, there is no comprehensive and explicit method to support forest certification through the evaluation of ESs. Yet, ES mapping enables the identification of areas that should be maintained or at least monitored closely (Hauck et al., 2013; Maes et al., 2012a). ESs maps have been used to communicate the status of ES over space and time to the public, policy makers and land managers (De Groot et al., 2010; Egoh et al., 2008; Hauck et al., 2013). Moreover, interaction among ESs has resulted in the search for tradeoffs among ESs, synergies between ESs, or losses caused by another ES, as well as prioritization of areas that are suitable for multiple conservation objectives (Bennett et al., 2009; Creed et al., 2016; Duncker et al., 2012).

Quantifying and mapping the supply of ESs is a prerequisite for further analysis. ES supply refers to the potential or capacity for ecosystems to provide the service (Martínez-Harms and Balvanera, 2012) without considering whether humans actually consume them (Burkhard et al., 2014). The assessment of ecosystem potential supply constitutes an important basis for planning, e.g., for the implementation of sustainable forest management plans. The suitability of an ecosystem to support different forest management scenarios can be established and potential effects can be estimated. Several ES mapping methods exist, but they all have the same primary requirement – to define suitable spatial indicators that can quantify ESs. These indicators must link EFs (ecological processes and structure) to the ESs. According to Martínez-Harms and Balvanera (2012), ES mapping methods can be classified into five main categories, ranging from the simplest to the most complex: expert opinion, land cover lookup tables, causal relationships, extrapolating primary data, and regression models. Physical models also can be used to evaluate ES (Francesconi et al., 2016; Schmalz et al., 2016). These five categories of methods can be classified into two main

approaches. The first approach is based on primary data (Kandziora et al., 2013) and uses extrapolation methods, physical models (e.g., hydrological models) or statistical models (e.g., regression model). For example, the use of hydrological models such as the physically-based model SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 2012) to quantify several water-related ESs has emerged since 2010 (Vigerstol and Aukema, 2011). Several studies have shown the robustness of the SWAT model as a tool for quantifying water-related ESs on daily, monthly or annual time steps and for estimating the consequences of land management practices on streamflow, sediment and nutrient amount, and agricultural chemical yields in watersheds with varying soils, land uses and management conditions (Choto and Fetene, 2019; Francesconi et al., 2016; Khanal and Parajuli, 2013; Schmalz et al., 2016). This approach is closest to reality, but it is time consuming to implement, difficult to interpret, and expensive to develop because of the need for primary data (Vigerstol and Aukema, 2011). The second approach is based on secondary data (proxies), such as lookup tables (Burkhard et al., 2012) or expert opinions (Koschke et al., 2012). The causal relationship method takes advantage of both approaches (primary data and proxies). Martinez-Harms and Balvanera (2012) and Riedler et al. (2015) even suggested combining different data types to improve mapping accuracy. Nevertheless, combining data with different structures, resolutions (grain), and scales (extent) is a challenge (Lehner and Grill, 2013) and requires data preprocessing to ensure compatibility of projection, resolution, and scale. Proxies are commonly used to quantify and map an ES in poor data contexts (Alam et al., 2016; Egoh et al., 2012; Grizzetti et al., 2016; Van Oudenhoven et al., 2012). Proxies are practical and provide an alternative to complex models. Determining which method should be used depends largely upon the targeted scale, the usage purpose, the expertise and the available data. Since the ES concept is complex, single proxy indicators might fail to capture the inherent complexity, and the temporal and spatial heterogeneity that is linked with ES assessment. Therefore, quantifying and mapping an ES using a composite indicator, hereafter referred to as an index, offers a more appropriate way to map the multidimensional and complex nature of ES (Alam et al., 2016; Nardo et al., 2008; Riedler et al., 2015). The construction of an index must be carefully conducted in order to avoid misrepresentations of ES, which can lead to unsuitable management recommendations (Gan et al., 2017; Saisana et al., 2005). Construction involves several steps that should be examined in detail (Nardo et al., 2008). An index is usually calculated as the aggregate of several indicators for which individual weighting factors can be applied. Aggregation approaches are classified as compensatory and non-compensatory. Compensatory approaches

allow low values for some indicators to be compensated by high values for other indicators, such as cost-benefit analysis or simple additive weighting methods (Gan et al., 2017; Nardo et al., 2008). Non-compensatory approaches are based on advanced multi-criteria analysis (e.g., Outranking methods, ELECTRE method) (Attardi et al., 2018), which reduces the compensation effect between indicators while making the interpretation of results more difficult. Compensatory approaches exhibit some weaknesses, due mainly to the compensation effect between indicators. Yet, they are often used because of their ease of implementation and understanding by non-experts, and they are easier to replicate. Also, indicators can have different relative weights, thereby minimizing the compensatory effect.

Although ES maps are helpful in supporting the decision-making process, a number of challenges affect their use. These challenges relate to the credibility and relevance of the maps (Hauck et al., 2013). Despite the abundant research on ESs, the main challenge in ES mapping is the lack of validation of the results, especially for maps that are produced by proxy-based methods (Andrew et al., 2015). Evidence that ES mapping methods with proxies follow similar trends than physical hydrological model would support further their use.

The main objective of our study was to develop a mapping framework for addressing sediment regulation at the watershed scale as an example of a water-related ES. We adopted a “proxy variables causal relationship approach.” We selected the sediment control service (SCS) due to its particular importance in maintaining other water-related ESs, such as the supply of potable water for human consumption, recreational fishing, and the provision of quality fish habitat. Moreover, in a forestry context, SCS is one of the services that are most sensitive to road construction and wood harvesting, since sediment transport and runoff downstream is likely to increase. Our main objective was achieved through three more specific objectives: (1) development of a mapping framework that encompasses the selection of function indicators (FI), combination of FIs into an ES index and mapping of the results at relevant spatial units; (2) implementation of a practical test case in western Newfoundland, Canada; and (3) testing whether the results that were obtained with a proxy-based method follow the same trends as a more complex, physically-based hydrological model, viz., SWAT model. Some studies use composite indicators for quantifying and mapping ESs (e.g., Abenayake et al., 2018; Riedler et al., 2015; Varin et al., 2019); to our knowledge, no studies have yet developed and applied composite indicators of water-related ES in a forest management context.

2.2 Material and methods

2.2.1 Study area

Our research area was the Harry's River Watershed (HRW) with an area of around 640 km² in the western part of the island of Newfoundland, Canada (Fig. 2.1). Forest covers 80% of the watershed, of which 82% is commercial forest area and composed mainly of stands that are dominated by balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill). The landscape is sparsely inhabited, mainly covered by forest stands and wetlands (11%), and accessible by some paved roads but mainly by forestry roads. HRW has a rolling-to-broken topography with multiple lakes and streams. The predominant soil types are thin, largely Humo-Ferric Podzols (Cryorthods or Haplorthods in the US system) that cover 99% of the study area, according the Soil Landscape of Canada (SLC) (Soil Landscapes of Canada Working Group, 2010). Elevation ranges from 30 m to 640 m. Two meteorological stations are located near the area of interest (Corner Brook (8403800) 48°57' N, 57°57' W, and Stephenville (8401300) 48°32' N, 58°33' W); a hydrometric station (02YJ001) is located at the watershed outlet (Fig. 2.1). The area has a humid climate with the ice and snow period from November to April. Most streams in the watershed have peak flows in the spring due to melting snow and in the autumn due to rainstorms. Maintaining water quality and quantity is important because water is used for numerous purposes. The communities within the watershed, such as the town of Gallants and cabins near Georges Lake and Pinchgut Lake, rely upon quality water for drinking and recreational fishing (Harry's River is an active Atlantic salmon fishing). Most drinking water sources in the watershed are surface waters, given the abundance of lakes, ponds, and rivers. Between 1994 and 2013, the harvested forest area was about 5% of the overall forested area of HRW. Clearcut harvesting (CC) and silviculture treatment (i.e., pre-commercial thinning - PCT) are the two dominant commercial forest management activities (Fig. 2.2). These activities also result in the construction of forestry roads. The provincial government assesses forest management plans on both an annual and a 5-year basis (Government of Newfoundland and Labrador, 2014).

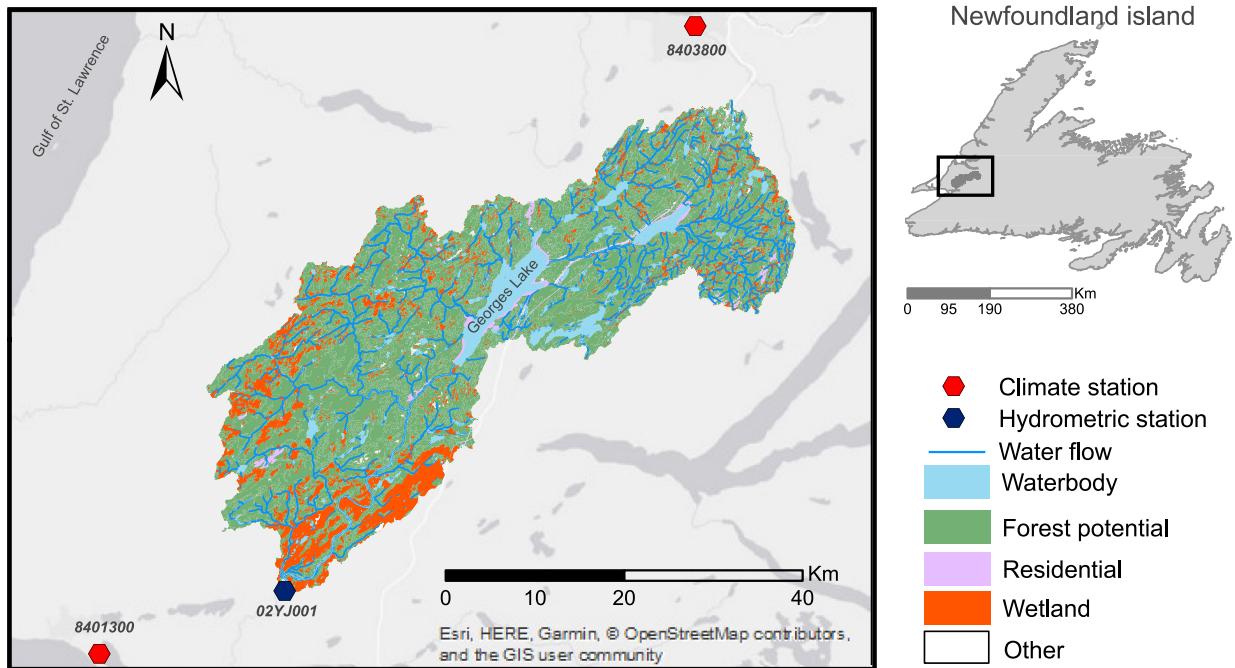


Figure 2.1. Spatial extent of the geographic area with main land cover types: Harry's River Watershed (HRW).

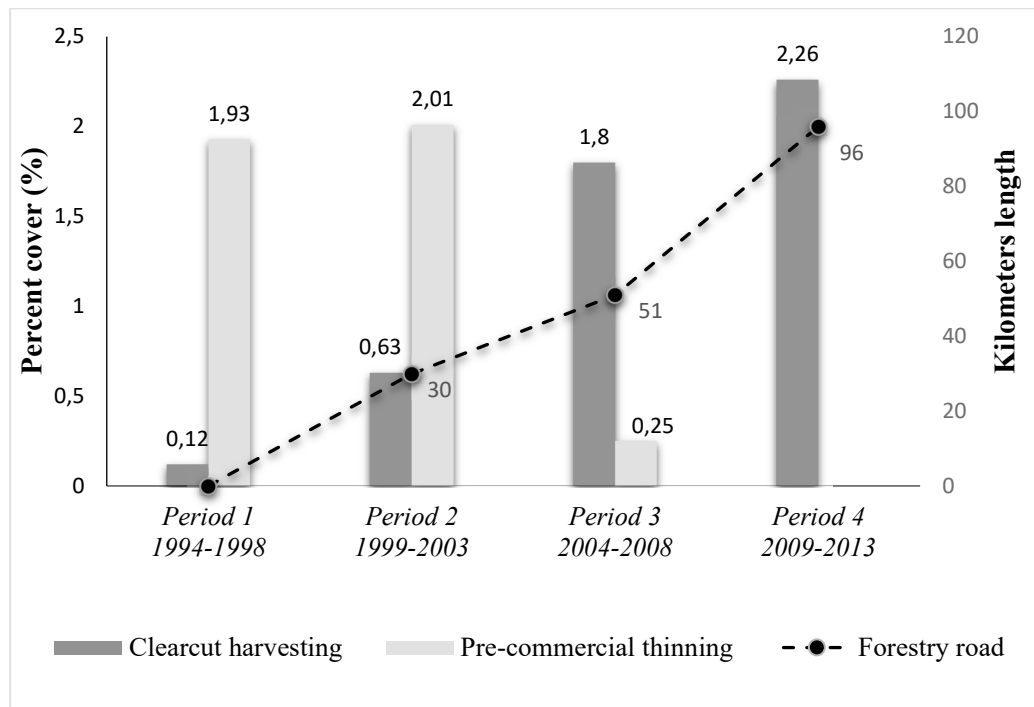


Figure 2.2. Percent coverage of clearcut (CC) harvesting and pre-commercial thinning (PCT) of the forested area of Harry's River Watershed (HRW) for four 5-year periods. (Left axis: percent coverage of CC and PCT; Right axis: forestry road length in kilometers).

2.2.2 Data sources

2.2.2.1 Index development

We used the best available spatial resolution datasets to construct a database for index construction and, subsequently, for developing SCS supply maps. We used Canadian Digital Elevation Data (CDED) (Natural Resources Canada, 2016) with a base resolution of 0.75 arc seconds, which was resampled to 20 m x 20 m to delineate sub-watersheds and to derive slope information. For land cover, we used circa 2000 data that were available from the Earth Observation for Sustainable Development (EOSD) Project (Wulder et al., 2008). We used forest stand data and information on wetland and residential areas from the Forestry and Agrifoods Agency of Newfoundland (NLFAA) database. Finally, we used forestry roads and forest harvesting data (CC and PCT) from 5-year management plans that had been developed by Corner Brook Pulp and Paper Limited (CBPPL) for the period from 1994 to 2013 (Fig. 2.2). All data were transformed into the coordinate system NAD 1983 UTM Zone 21N. In addition, we used expert opinion data that were available from a workshop with 8 local experts responsible for the management of the ecosystem services on the Humber River Basin, western Newfoundland (Fleming et al., 2016) to guide allocation of the importance of different FIs. By follow a DPSIR approach using a Likert scale, experts answered a series of questions and rates answer in 7 classes from strongly agree to strongly disagree.

2.2.2.2 Hydrological model analysis

The SWAT model analysis required several additional datasets, including compatible land cover, soil type, hydrometric and meteorological data. The EOSD database provided land cover information representing 13 of the SWAT land cover classes (Table 2.1). For the class representing clearcut harvesting (i.e. FCUT), we used the harvesting data from the 5-year management plan described above.

Table 2.1. SWAT land cover classes.

SWAT classes	Description
FCUT	Clearcut
WATR	Water
BARR	Barren
URBN	Urban - Residential
RNGB	Range - Brush
WETF	Wetlands - Forested
WETL	Wetlands - Mixed
WETN	Wetlands - Non forested
RNGE	Range - Grasses
AGRL	Agriculture
PAST	Pasture
FRSE	Forest - Evergreen
FRSD	Forest - Deciduous
FRST	Forest - Mixed

Hydrologic stream data were available from the National Hydrographic Network (NHN; Natural Resources Canada, 2016). Soils data were available from the Soil Landscape of Canada (Soil Landscapes of Canada Working Group, 2010). Further, the data that were collected from 1970 to 2016 for two meteorological gauging stations were used for the SWAT model setup (see location on Fig. 2.1). The observed daily meteorological data included air temperature near the ground (minimum and maximum in degrees Celsius) and precipitation (total in mm). The SWAT setup required streamflow data and sediment data. Time series of daily observed flow rate (m^3/s) from 1980 to 2015 and complete daily observed sediment load (tonnes) from 1980 to 1986 for one gauging station that was located at the watershed outlet (see sub-watershed 31 location on Fig. 2.6) were used for model fitting. These data were retrieved from the Environment and Climate Change Canada website (Environment and Climate Change Canada, 2016).

2.2.3 Overview of the methodology

The proxy-based approach for mapping relative potential SCS supply is based on the construction of an index. Due to the multitude of EFs that are associated with ecological processes and structure that contributes to supply of the SCS, one FI might fail to capture its complexity and spatiotemporal heterogeneity. Therefore, an index was defined by the contributions of several FIs. Maps were produced for two stages: FIs and SCS supply. Mapping FIs leads to better understanding of the main EFs that contribute to and influence the potential supply of the SCS. A flow diagram of the general methodology involving four steps is given in Fig. 2.3. Much attention was given to compatibility of the mapping framework with the forest management

context. Consequently, the first step of the methodology was to define spatial mapping units with dimensions that were compatible with forest management reporting and with the available data. The second step involved constructing the SCS index following specific procedures that are described below in *section 2.2.5*. The third step involved visualizing and analyzing the potential SCS supply that was computed from the SCS index, specifically to assess how the SCS index could support decision-making for forest management. The SCS index highlights the relative potential for regulating sediment in each mapping unit and for the past four 5-year time periods (Fig. 2.2). This timeline matched the forest Management 5-Year Operating Plans, including various scenarios of forest management. To map potential SCS supply, ESRI ArcGIS © software was used. The final step compares the SCS index values with the results that are provided by the SWAT model. This comparison was inspired by the work of Dennedy-Frank et al. (2016), where water yield output was compared from two models, SWAT and InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) (Tallis et al., 2011), together with an index that was developed by Logsdon and Chaubey (2013). Similarly, we compared SCS index outputs with a particular output variable from the SWAT model, as explained in *section 2.2.7*.

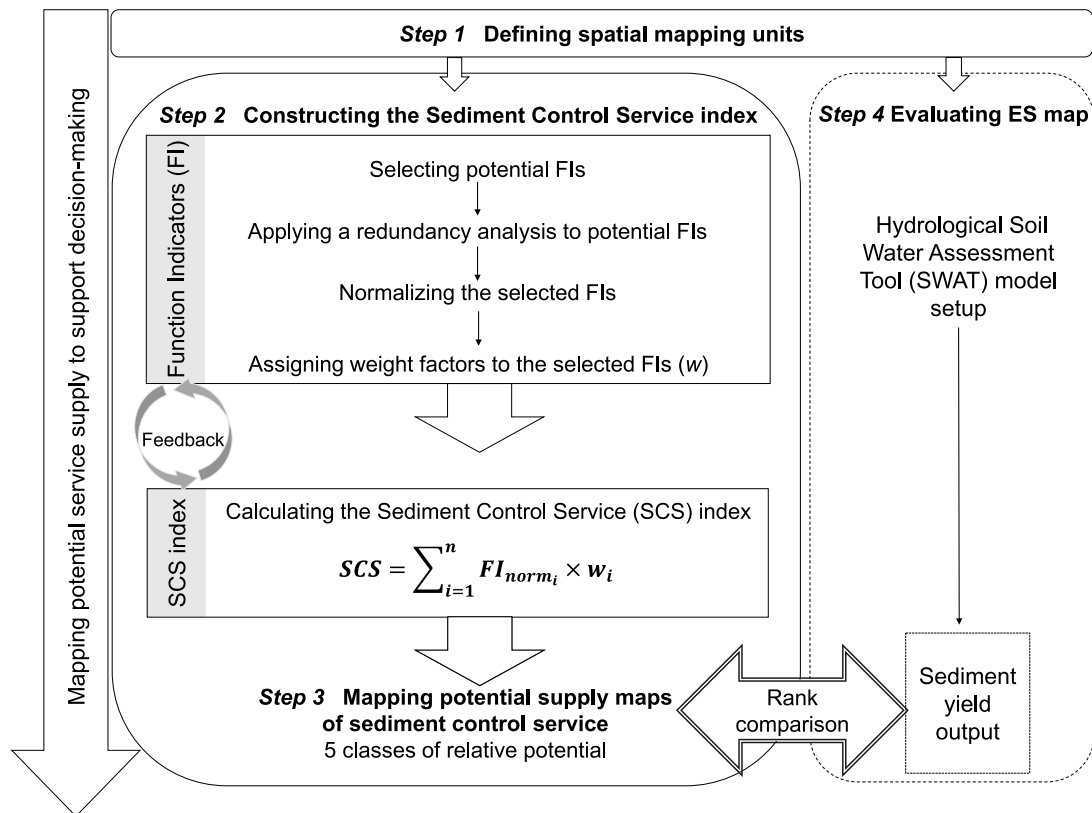


Figure 2.3. General methodology followed to map the potential supply of a water-related ecosystem service (ES) – the sediment control service (SCS).

2.2.4 Defining spatial mapping units for ecosystem service supply

The spatial mapping unit must be adapted for forest management decision-making and reporting, as well as water-related landscape processes. The watershed scale is useful as the basis for all functions that are provided by water-related landscape processes (Brauman et al., 2007). SCS potential supply depends strongly upon spatial patterns of land cover, of human-made and natural structures, and of the hydrological processes. Therefore, watershed delineation must follow divisions that are intimately tied to the hydrology and direction of water flow. Therefore, defining spatial units following sub-watershed boundaries is compatible with SCS supply mapping. We defined sub-watershed boundaries using the ArcSWAT2012 tool in Arcgis10.2. ArcSWAT uses a DEM data to discretize hydrologically connected sub-watersheds. The sub-watershed sizes were defined from critical source area (CSA) parameters, which correspond to the minimum upstream drainage area that is required to initiate a stream. We selected a discretization threshold that was based on input from experienced local forest managers and hydrologists. We selected a CSA of 1,000 ha, which resulted in a reasonable number (e.g., 31) of sub-watersheds for the size of the HRW, and a sub-watershed size that was suitable for forest management (Fig. 2.6). The sub-watersheds ranged in area from 0.68 km² to 53.01 km², with a mean of 20.64 km² and standard deviation of 12.81 km². These mapping units were used for SCS index computation and for applying the SWAT model.

2.2.5 Constructing the sediment control service index

The procedure to define the SCS index included five main steps (Nardo et al., 2008): (1) selection of potential FIs; (2) application of redundancy analysis to the potential FIs; (3) normalization of the selected FIs; (4) assignment of weighting factors to selected FIs; and (5) calculation of the SCS index. Constructing the SCS index required careful consideration at all steps to ensure transparency, robustness of the results, and confidence in the representativeness of SCS potential supply. R statistical software (R Core Team, 2016) was used for all statistical analysis.

2.2.5.1 Selecting potential function indicators

The SCS index required FIs that covered all significant EFs. A transparent process for the selection of FIs, which forest managers would comprehend, increases the chances of an ES mapping approach being adopted into decision-making. Selecting FIs requires identifying the significant

biophysical components and hydrological processes of the ecosystem that regulate the potential sediment runoff and transport reaching the stream network. Several sources were used to identify causal relationships among FIs including scientific studies, forest certification standards, and provincial management documents (see references in Table 2.2). FI selection was guided by the following criteria: data availability; relevance of the function in quantifying the SCS; appropriateness at the selected spatiotemporal scale; reproducibility and defensability; quantifiability; and measurability (Van Oudenhoven et al., 2012). FIs can influence negatively or positively the SCS potential supply. Several functions have been identified consistently in the literature for quantifying sediment regulating potential. For instance, the presence of vegetation, specifically the forest, increases rain interception and reduces runoff. Therefore, forest areas play a positive role in regulating SCS. Sediment runoff depends upon soil type and topography. Steep slopes amplify sediment runoff and soil loss; therefore, they have a negative effect on the SCS. Moreover, meteorological conditions, especially rainfall events, can increase sediment transport and runoff. Impervious surfaces – highways, residential areas, parking lots – decrease the quantity of sediments that can be absorbed from the land, whereas wetlands regulate water flow and improve water quality by retaining sediment. Riparian forest also filters runoff and retains sediment. Other factors that commonly cause sediment movement are forest operations, including road construction and harvesting. One last consideration is the longitudinal surface of hydrological connectivity at the watershed scale that refers to stream flow interactions between sub-watersheds. A sub-watershed downstream will receive transported sediment from all sub-watersheds that are located upstream (Bracken et al., 2015; Villamagna and Angermeier, 2015). The use of simple proxy indicators to represent stream connectivity is challenging because connectivity of sub-watersheds may have a positive or a negative effect on the potential to regulate sediment. The relationship depends upon numerous parameters, such as the presence of lakes, depth and size of the lakes, and precipitation amount. As a result, we did not consider longitudinal surface of hydrological connectivity in our assessment. Moreover, since soil type was homogenous over our entire watershed and the defined temporal scale of five years was coarse, we did not consider soil and meteorological information in our assessment. Based on our assessment of the literature, we selected eight potential FIs (Table 2.2) to represent characteristics of the watershed that would influence the SCS potential supply. The FIs are classified into three categories that have been identified as playing a role in sediment regulation, including anthropogenic pressures, forest management pressures, and efficacy of the forest ecosystem in sediment regulation.

Table 2.2. List of potential proxies used as function indicators (FIs) to quantify the sediment control service (SCS) at the sub-watershed scale following the seven criteria defined in the text.

Function indicators	FI name	Unit	Polarity	Calculation	References
Efficacy of the forest ecosystem in sediment regulation					
Steep slope cover	FI_{Slope}	%	-	Percent of steep slope area by sub-watershed	(Egoh et al., 2012; Hearn, 2017; Neary et al., 2009)
Forest cover	FI_{Forest}	%	+	Generally slopes in excess of 25° (46%) are prone to slope failure Percent of forested area by sub-watershed	(Brauman et al., 2007; Neary et al., 2009; Rocés-Díaz et al., 2018; Sutherland et al., 2016)
Forest riparian cover	$FI_{Riparian}$	%	+	Percent of forest cover within the riparian buffer by sub-watershed. The riparian buffer was 100 m for salmon rivers and 20 m for other streams and waterbodies.	(Brauman et al., 2007; Maes et al., 2016; Riedler et al., 2015)
Wetland cover	$FI_{Wetland}$	%	+	Percent of wetland cover by sub-watershed	(Brauman et al., 2007; Varin et al., 2019)
Anthropogenic pressures					
Impervious surface cover (highway and built-up area)	$FI_{Impervious}$	%	-	Percent of impervious surface by sub-watershed	(Brabec et al., 2002; Egoh et al., 2012)
Forest management pressures					
Forestry road/river crossing	$FI_{Road\ crossing}$	-	-	Number of road and river crossings by sub-watershed	(Duncker et al., 2012; Neary et al., 2009; Putz et al., 2003; Sutherland et al., 2016)
Clearcut cover	$FI_{Clearcut}$	%	-	Percent of clearcut cover by sub-watershed (considered to have effects on sediment regulation for five years after clear cut)	(Duncker et al., 2012; Neary et al., 2009; Putz et al., 2003)
Pre-commercial thinning cover	$FI_{Pc\ thinning}$	%	-	Percent of pre-commercial thinning cover by subwatershed (considered to have effects on sediment regulation for three years after two first years harvesting)	(Duncker et al., 2012; Neary et al., 2009; Putz et al., 2003)

2.2.5.2 Applying redundancy analysis to the potential function indicators

Selection of the most relevant FIs to express the SCS index requires the use of statistical techniques to verify the independence of the FIs. Selecting a minimum set of FIs requires identification of the most relevant FIs, based upon their capacity to describe the service. Moreover, an excessive number of indicators ($n > 10$) can lead to more difficult communication of the results. To assess correlations among FIs, we calculated Pearson's product-moment (r) coefficient, which is a

measure of the linear correlation between two variables and yields values between -1 and 1. We assessed to what degree FIs were independent of one another with $p\text{-value} < 0.05$. FIs with $r > |0.8|$ were considered to be highly correlated.

2.2.5.3 Normalizing the selected function indicators

FIs are expressed in a variety of units and ranges, which require normalization of their values so that they can be used within a common framework. The method for normalization depends upon the particular characteristics of a dataset. We selected the min-max rescaling method to normalize the FI values because it is appropriate when variables are used to compute an index (Koschke et al., 2012; Nardo et al., 2008). However, this method may produce a bias in the presence of outliers. Therefore, we removed the bias by suppressing the 0-5% and 95-100% of the distribution (Alam et al., 2016). The normalized value of FI (FI_{norm}) with the min-max rescaling method was computed as follows for FIs with a positive relationship with the SCS index (Koschke et al., 2012):

$$FI_{norm(positive)} = \frac{(FI - FI_{min})}{(FI_{max} - FI_{min})} \quad (1)$$

and as follows for FIs with a negative relationship with the SCS index:

$$FI_{norm(negative)} = \frac{(FI_{max} - FI)}{(FI_{max} - FI_{min})} \quad (2)$$

where FI is the indicator value, and FI_{min} and FI_{max} correspond respectively to the minimum and maximum of indicator values throughout the spatial domain to be mapped and for the full time period being considered. Normalization converted the original range of FI values into values from 0 to 1. When no value of a FI was available for a sub-watershed, that FI was excluded from the normalization procedure and it was assigned “0” and “1” for FI positive and negative relationships, respectively.

2.2.5.4 Assigning weight factors to selected function indicators

A weight must be assigned to each FI and remain unchanged across time periods. The sum of all weights must equal one. First, we applied equal weights to all FIs forming the index. The equal weight approach is widely used by non-experts because of its simplicity and replicability (Gan et al., 2017; Nardo et al., 2008). We then allocated different weights to FIs by combining information from the expert-opinion survey. We established a simple weighting system representing the relative importance of FIs for the SCS potential supply. We attributed weights according to 3 categories: 1, low importance; 2, medium importance; and 3, high importance. We rescaled the

weights so that their sum was equal to one. Applying different weights, depending on their relative importance, reduces the problem of compensability between indicators in linear additive aggregation (Gan et al., 2017; Greco et al., 2018). The equal weight approach was performed as a sensitivity analysis to test whether weight allocations from experts led to significant differences in the index values. We used the non-parametric equivalent of a paired t-test, i.e., Wilcoxon signed-rank test (Bergmann et al., 2000), to assess whether the median of the SCS index that was computed from equal weights was statistically different from expert weights at the sub-watershed scale and for the overall study period ($n = 124$).

2.2.5.5 Calculating the sediment control service index

Once a set of independent FIs was computed and the weighting scheme was defined, we quantified SCS potential supply using the additive linear aggregation method, as follows (Nardo et al., 2008):

$$SCS = \sum_{i=1}^n FI_{norm_i} \times w_i \quad (3)$$

where SCS is the sediment control service index, FI_{norm_i} is a normalized FI ranging from 0 to 1, w_i is a weight factor applied to each FI, and n refers to the total number of independent FIs.

2.2.6 Mapping the sediment control service supply

Mapping allowed visualization of the distribution of SCS potential supply throughout the watershed. The mapping results were divided into five classes of relative SCS from very low to very high potential. The five classes were created according to equal interval distribution breaks of SCS index scores over the specific study area and for each four 5-year time periods, separately. We analyzed the maps at two levels: indicators (FIs) and index (SCS index). This analysis indicated to what extent the relative SCS was affected at different time steps. The time steps represented historical periods with different forest management plans and the analysis indicated which FIs contributed most to service supply.. In addition to maps, radar charts aid the interpretation of the results by showing the contribution of each FI (Varin et al., 2019). Analysis at the FI level facilitates understanding of how the SCS index is composed and highlights which FIs score high or low within the dataset. Radar charts are therefore ideal for displaying performance between different scenarios (Théau et al., 2015).

2.2.7 Evaluating the sediment control service maps

We implemented the SWAT model for sediment yield estimation under four period and summarized each sub-watershed with varying forest management practices. With this information, it is possible to identify sub-watersheds that are more vulnerable to forest management operations. We compared SWAT sediment yield output to the SCS index values to determine if the results followed the same trends. Both the SWAT and SCS analyses were performed using the same sub-watershed units, temporal scale, input data (land cover, topography), and forest management scenarios, ensuring equivalence in the comparison.

The SWAT model was first calibrated for water quantity (20 parameters), and then for water quality (6 parameters) according to several studies (Arnold et al., 2012; Choto and Fetene, 2019; Khanal and Parajuli, 2013). In these studies, authors defined sensitive SWAT parameters that were associated with the simulation of hydrological processes, such as transport of sediment, interception, infiltration, and evapotranspiration (Table 2.3). Calibration was conducted in SWAT—CUP (SWAT—Calibration and Uncertainty Procedures) using a semi-automated Parameter Solution (ParaSol) methodology (van Griensven et al., 2006), with the first year as warm up time for the model. Calibration was performed for the periods of 1980–1990 for streamflow and 1980–1986 for sediment load estimation. The validation step was challenging to implement for sediment load due to the very low number of measurements of sediment load that were available for the HRW; therefore, only validation of streamflow was performed for the 1990–1995 period. Model performance was evaluated using Nash Sutcliffe efficiency (NSE), percent bias (PBIAS), and coefficient of determination (R^2). According to Gupta et al. (1999), Khanal and Parajuli (2013), and Nash and Sutcliffe (1970), performance on stream flow can be judged as satisfactory if $NSE > 0.5$, $R^2 > 0.5$, and $PBIAS < 5\%$ for daily or monthly time steps. The stream flow calibration was within satisfactory limits at the daily time-step with NSE of 0.64, R^2 of 0.67, and PBIAS of 18%. The streamflow validation was also within satisfactory limits with NSE of 0.61, R^2 of 0.65, and PBIAS of 21%. Lower values of NSE, R^2 and PBIAS are expected for sediment load, and results were considered satisfactory at the daily time step with NSE of 0.31, R^2 of 0.33, and PBIAS of 21.6%, and at the monthly time-step, with NSE of 0.62, R^2 of 0.68, and PBIAS of 21.8%. After calibration and validation, parameters related to runoff, practice, and land cover were further adjusted to simulate scenarios of forest management. The calibrated model was used to simulate different scenarios of forest clearcutting. Clearcut scenarios were modeled by

changing parameters, such as curve number (CN2), and USLE P and USLE C factors (Table 2.3). The modified model parameters were set to 65, 1, and 0.01, respectively, for clearcut cover (FCUT) following Khanal and Parajuli (2013). USLE P and CN2 were changed also for the urban (URBN) and wetland (WETL) covers to enhance the realistic simulation of surface runoff under different land cover types. We reduced USLE P by a factor of 10 for wetland cover and we replaced USLE P by 1 and CN2 by 98 for urban areas (Table 2.3). Finally, we ensured that the model reacted to different scenarios of clearcutting for the 31 sub-watersheds. We implemented the SWAT model for four scenarios of forest management. The four scenarios were run on a daily time step and sediment yield estimations were averaged over five years for each period (clearcut scenarios).

Table 2.3. Final and scenario adjusted parameter values for streamflow and sediment load calibration for the HRW SWAT model.

Parameters	Description	Final values	Adjusted values
Streamflow			
SFTMP.bsn	Snowfall temperature [°C]	0.0247	
SMTMP.bsn	Snowmelt base temperature [°C]	4.6297	
SMFMX.bsn	Melt factor for snow on June 21 [mm H ₂ O/°C-day]	2.9624	
SMFMN.bsn	Melt factor for snow on December 21 [mm H ₂ O/°C-day]	4.5509	
TIMP.bsn	Snow pack temperature lag factor	0.5842	
SNOCVMX.bsn	Minimum snow water content that corresponds to 100% snow cover [mm]	85.112	
SURLAG.bsn	Surface runoff lag time [days]	19.9420	
ESCO.hru	Soil evaporation compensation factor	0.9961	
EPCO.hru	Plant water uptake compensation factor	0.1848	
CH_K2.rte	Effective hydraulic conductivity [mm/hr]	137.8100	
CH_N2.rte	Manning's n value for main channel	0.2779	
CN2.mgt	Initial SCS CN II value		URBN=98 FCUT=65 FRSE=55 AGRL=71 WETL=69 WATR=92
Groundwater			
GW_DELAY.gw	Groundwater delay [days]	9.9917	
ALPHA_BF.gw	Baseflow alpha factor [days]	0.9677	
GWQMN.gw	Threshold depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur [mm]	1.0304	
GW_REVAP.gw	Groundwater "revap" coefficient	0.0872	
REVAPMN.gw	Threshold depth of water in the shallow aquifer for "revap" to occur [mm]	131.47	
RCHRG_DP.gw	Deep aquifer percolation fraction	0.0111	
CH_N1.sub	Manning's "n" value for the tributary channels	0.0256	
CH_K1.sub	Effective hydraulic conductivity in tributary channel [mm/hr]	1.5678	
Sediment load			
PRF_BSN.bsn	Peak rate adjustment factor for sediment routing in the main channel	0.0734	
USLE_K(1).sol		0.0154	
ADJ_PKR.bsn	Peak rate adjustment factor for sediment routing in the main channel	0.5299	
SPCON.bsn	Linear parameter for calculating the maximum amount of sediment that can be retained during channel sediment routing	0.0009	
SPEXP.bsn	Exponent parameter for calculating sediment retained in channel sediment routing	1.0527	
USLE_P.mgt	USLE support practice factor	0.6642	FCUT=1 URBN=1 WETL=0.0664

We report values for the sediment yield variable for four 5-year periods, which represent the average 5-year total amount of sediment (tonnes/ha). We classified the sediment yield values on a relative scale of constant range for each period and compared the SWAT results with the SCS index values using confusion matrices and assessments of overall agreement (Story and Congalton, 1986).

2.3 Results

2.3.1 Sediment control service index

2.3.1.1 Selected function indicators

Significant correlations existed among the 8 FIs at the sub-watershed scale (Table 2.4). Of the 28 possible pairs of interactions, 10 were significantly correlated ($p < 0.05$) and 2 were highly correlated ($r \geq |0.8|$). Significant positive correlations occurred between FIs of the efficacy of the forest ecosystem in sediment regulation category, i.e., FI_{Forest} with $FI_{Riparian}$, FI_{Slope} , and $FI_{Riparian}$ with FI_{Slope} . Negative correlations occurred between $FI_{Wetland}$ and all other FIs with respect to the efficacy of the forest ecosystem category, as well as with $FI_{Impervious}$ (anthropogenic pressures category). Furthermore, $FI_{Clearcut}$ was positively correlated with $FI_{Road crossing}$ and $FI_{Impervious}$. The highest correlation was between FI_{Forest} and $FI_{Riparian}$ ($r = 0.85$). Although $FI_{Riparian}$ reflects the importance of riparian areas for filtration, we removed $FI_{Riparian}$ to avoid double accounting with FI_{Forest} in the SCS index. Another high correlation ($r = -0.79$) was between FI_{Forest} and $FI_{Wetland}$, reflecting the importance of natural cover in the filtration function of forests and the retention function of wetlands. Despite the strong negative relationship, we considered that the filtration and retention functions were complementary and that both contribute to the regulation of sediment at the sub-watershed scale; therefore, $FI_{Wetland}$ was retained in the calculation of the SCS index. Seven FIs (FI_{Forest} , FI_{Slope} , $FI_{Wetland}$, $FI_{Impervious}$, $FI_{Road crossing}$, $FI_{Clearcut}$, $FI_{Pc thinning}$) were used in the final construction of the SCS index.

Table 2.4. Pearson's correlations (r) between the selected function indicators (FIs). See Table 2.2. for the FIs description.

	Efficacy of the forest ecosystem in sediment regulation				Anthropogenic pressures	Forest management pressures		
r	$FI_{Wetland}$	FI_{Forest}	$FI_{Riparian}$	FI_{Slope}	$FI_{Impervious}$	$FI_{Road crossing}$	$FI_{Clearcut}$	$FI_{Pc thinning}$
$FI_{Wetland}$								
FI_{Forest}	-0.79*							
$FI_{Riparian}$	-0.59*	0.85*						
FI_{Slope}	-0.25*	0.25*	0.26*					
$FI_{Impervious}$	-0.34*	0.01	-0.22*	-0.01				
$FI_{Road crossing}$	-0.11	0.10	0.08	0.01	0.04			
$FI_{Clearcut}$	-0.12	0.08	0.01	-0.01	0.26*	0.39*		
$FI_{Pc thinning}$	-0.07	0.11	0.05	-0.01	-0.05	-0.05	-0.01	

*Significant correlation for $p < 0.05$

2.3.1.2 Influence of weighting schemes

The weighting schemes that were used for calculating the SCS index are illustrated and compared in Fig. 2.4. The equal weight factor was 0.143 for $n = 7$. The relative importance weights for the expert-based scheme were 0.14 for FI_{Forest} , FI_{Slope} , $FI_{Clearcut}$, and $FI_{Road crossing}$, 0.13 for $FI_{Wetland}$, and 0.06 for $FI_{Impervious}$ and $FI_{Pc thinning}$. The Wilcoxon signed-rank test revealed significant differences over the four 5-year periods between the expert-based weight SCS index (median = 0.84) and the equal weight SCS index (median = 0.82) ($p < 1.8e-9$) (Fig. 2.4). On average, the SCS index values that were based on expert weights were 0.02 higher than the equal weight SCS index. Assigning different weights that were based on expert opinion changed the spatial distribution of the potential to regulate sediment (Fig. 2.5). The SCS index that was computed with expert-based weighing resulted in a larger number of sub-watersheds with high potential to supply the service and a lower number of sub-watersheds with low potential compared to the map produced with equal weights.

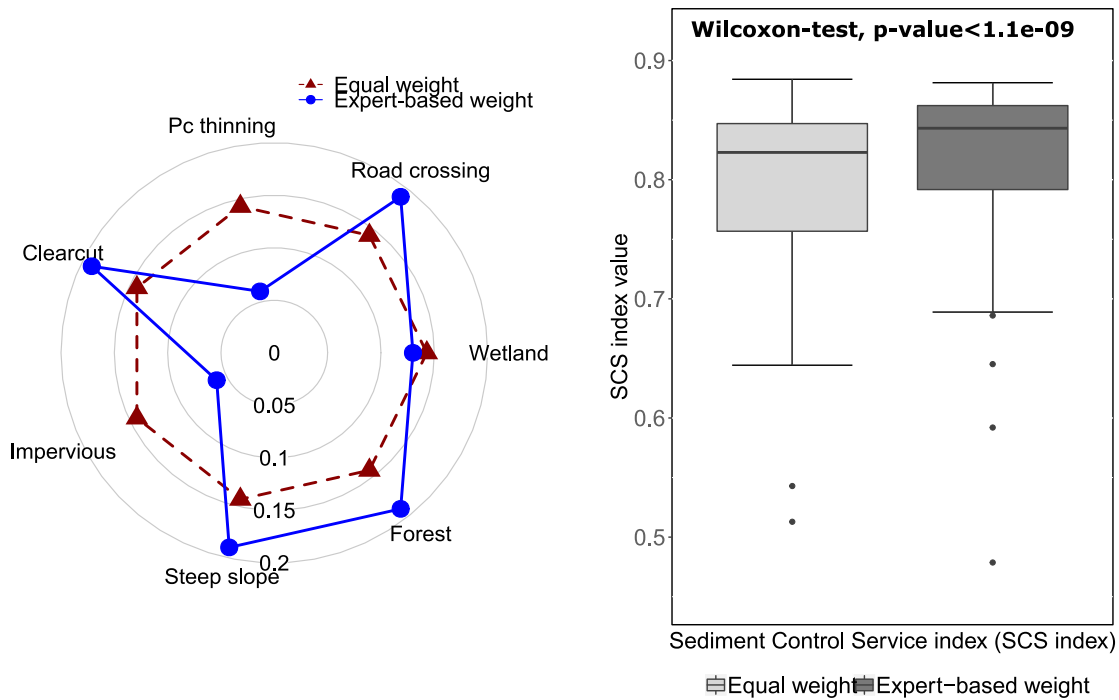


Figure 2.4. Equal and expert-based weight factors for function indicators selected to represent the regulation of sediment (left side). Box-and-whisker plots of SCS index values with equal and expert-based weight factors (right side). For the boxplots, the horizontal line represents the median; the boxes define the 25th and 75th percentiles (i.e., the Interquartile Range - IQR); whiskers delimit the minimum and maximum values of the SCS index; outliers ($1.5 \times IQR$) are

indicated with dots. The median SCS index values are significantly different according to the Wilcoxon signed-rank test.

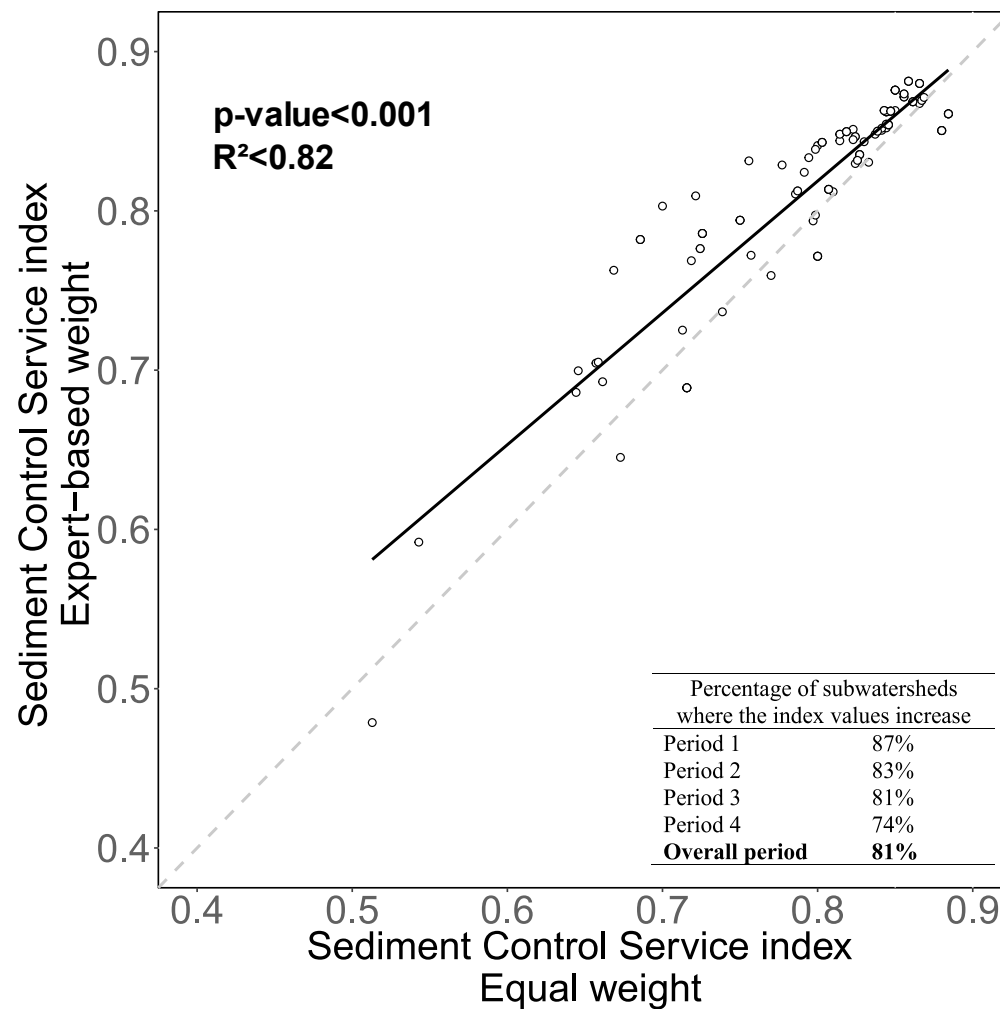


Figure 2.5. Representation of the relationship between the equal-weight SCS index (as reference value) and the expert-based weight SCS index. The dashed line indicates a 1:1 relationship. The percentage of sub-watersheds where the index values increase with expert weight assignment are presented in the table insert.

2.3.2 Sediment control service supply maps

SCS maps illustrate the potential supply of SCS for each sub-watershed over specific time periods. These maps indicate which sub-watersheds are the most vulnerable on a relative scale within the HRW. We computed maps over four 5-year periods; however, only the 2004-2008 period is presented as an example of the results (Fig. 2.6). For the period 2004-2008, the relative value of SCS supply varied from one sub-watershed to another and from one weighting scheme to another

(Fig. 2.6). For both weighting schemes, the eastern sub-watersheds displayed very low to very high potentials to supply the SCS. The sub-watersheds of the central part of the HRW generally exhibited low (equal weight) to negligible (expert-based weight) potential supply. Finally, sub-watersheds of the western part of the HRW exhibited mainly high to very high potentials to supply SCS (Fig. 2.6). Over the four 5-year periods (Fig. 2.6), we observed that most of sub-watersheds are located in the high to very high potential classes, while the very low to low potential classes are less or not represented at all. For decision-support purposes, it is important to understand the reasons for a given class at the sub-watershed level. The radar charts (Fig. 2.7) illustrate which FIs contributed most to SCS supply for a particular period and sub-watershed. For the period 2004-2008, sub-watershed 10 is one of the most vulnerable for sediment control (very low potential to supply class). This is due to its relatively low capacity to retain sediment as a result of the low presence of wetland and relatively high capacity for sediment runoff due to the presence of clearcut areas, impervious surfaces and the presence of road-river crossings. Although sub-watershed 10 reflects a high capacity to filter sediment runoff due to the presence of forest and a relatively flat slope (with FI_{Forest} , FI_{Slope} and $FI_{Pc-thinning}$ classified as very high potential to supply class), the filtration function was not sufficient to change the trend of SCS supply for this sub-watershed (Fig. 2.7). Alternately, sub-watershed 24 provides an example with very high potential to supply SCS, wherein forest and wetland cover are more extensive and help to balance anthropogenic and forest management pressures. Forest- and wetland-dominated sub-watersheds curtail certain negative effects and improve the ability of the landscape to provide SCS. In the case of very low potential to supply SCS, these sub-watersheds are generally more intensively harvested with less forest and wetland cover or there is a presence of steep slopes or they are located in residential areas. The potential to supply the service is lower when pressures accumulate. Furthermore, the surface area of FI values that are represented in the radar chart also indicates the state of the potential supply. The area resulting from the polygon joining the FIs on the radar chart defines capability of the sub-watershed had to regulate sediment (Fig. 2.7) The radar chart allows the comparison of sub-watersheds and the watershed under different scenarios or at different times.

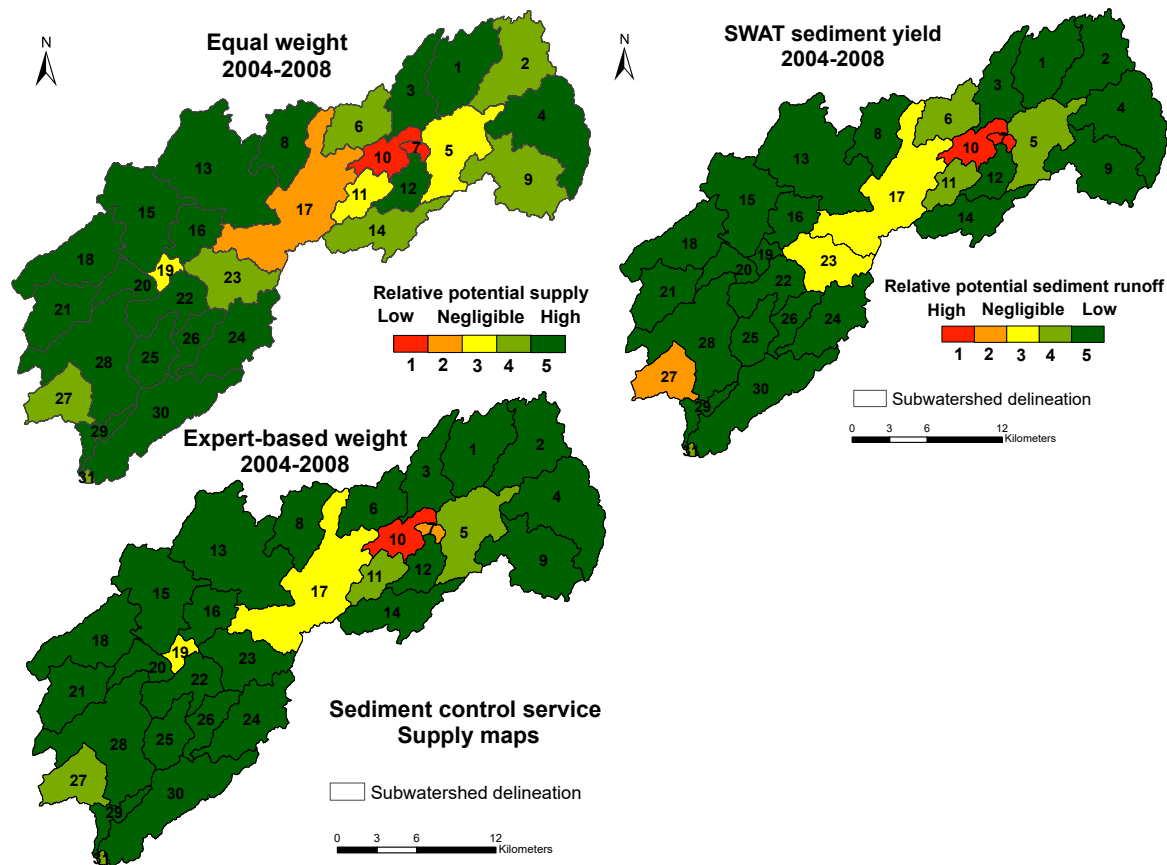


Figure 2.6 Visualization of SCS supply maps for the period 2004-2008 that were computed from equal and expert-based weights (left side). The sediment yield from the SWAT model for the period 2004-2008 (right side). The numbers correspond to sub-watershed ID.

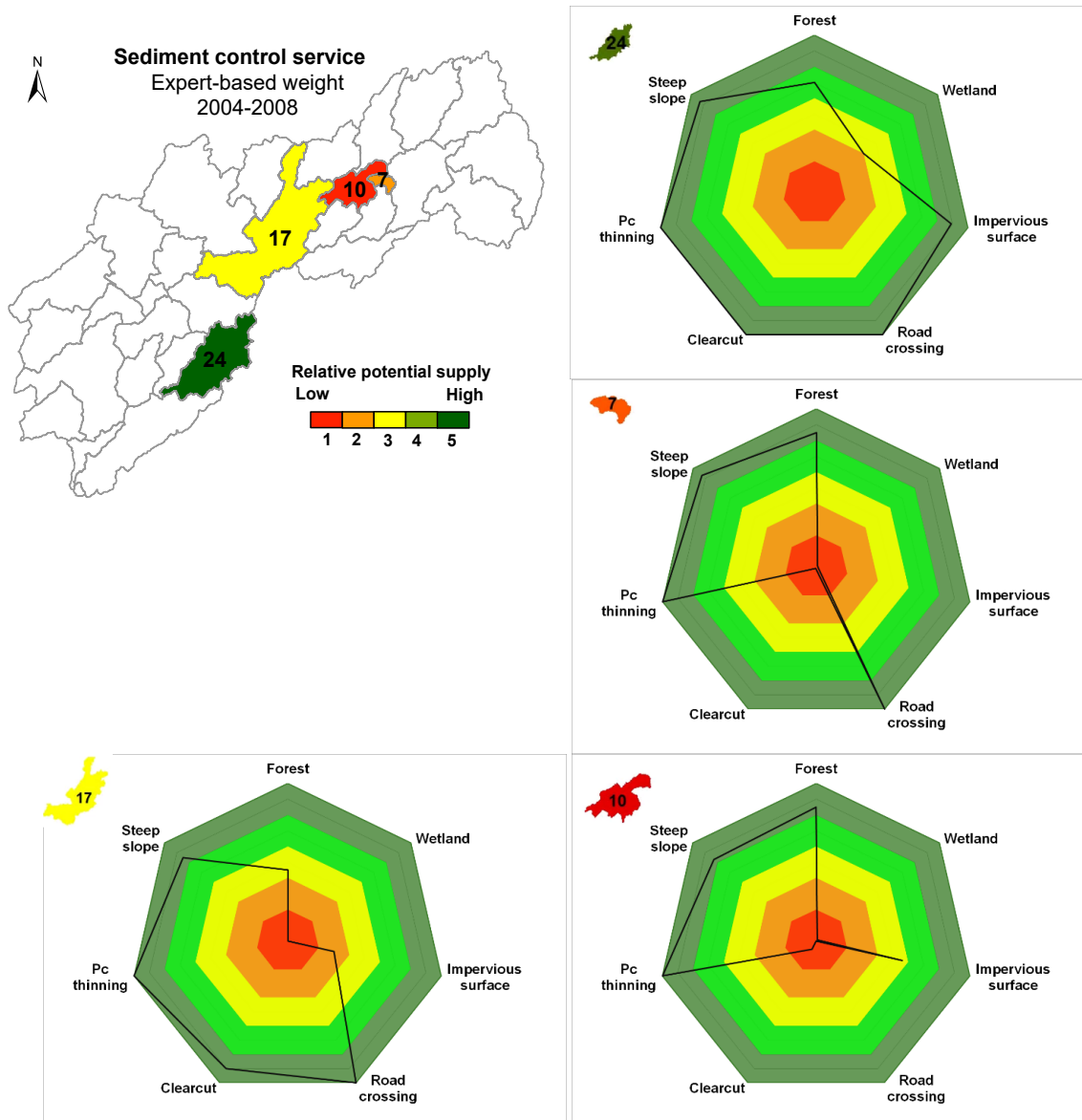


Figure 2.7. Individual contributions of FIs to the relative potential supply of SCS. Case of expert-based weight maps for four sub-watersheds for the 2004-2008 period representing different classes of potential supply.

2.3.3 Map evaluation

The sediment yield from the SWAT model was classified into five relative scales in a manner similar to the SCS index (Fig. 2.6). The overall agreement between the SWAT and SCS index classifications varied from 35 to 71% for the equal weight and from 42 to 81% for the expert-based weights (Table 2.5). The increase in overall agreement for expert-base weight is related, in part, to sub-watersheds with impervious areas. The lower weight that was allocated to impervious

areas by the experts resulted in better correspondance with the SWAT model. The overall agreement also changed between time periods, and the SCS indexes fit better with the SWAT model in a context of forest management where clearcut areas are more frequent.

Table 2.5. Overall percent agreement between SWAT and SCS index classifications (n = 31 sub-watersheds).

	Equal weight	Expert-based weight
1994-1998	35	48
1999-2003	39	42
2004-2008	71	81
2009-2013	35	52

2.4 Discussion

2.4.1 Ecosystem service mapping framework

Clearly, easy and reproducible methods are necessary for supporting forest management decisions in the context of sustainable development and forest certification (Savilaakso and Guariguata, 2017). Yet, integrating ES into spatial planning processes is challenging. This study provides a method for quantifying SCS potential supply within a watershed through a reproducible and accessible mapping framework. The maps are based on several proxy FIs. The framework ranks sub-watersheds in terms of their efficiency in supplying the SCS and indicates the most vulnerable sub-watersheds. Other ES mapping frameworks exist (e.g., García-Nieto et al., 2013; Koschke et al., 2012; Maes et al., 2012a), but our implementation improves upon six aspects that are elaborated upon in the text, and summarized as follows: (1) it employs a flexible index integrating the quantitative capabilities of the FIs; (2) it is highly adaptable to the available datasets; (3) it can integrate weighting coefficients for each FI; (4) it can represent ES supply through mapping units over a wide array of spatial resolutions; (5) the results are compared with a physical model in the validation phase; and lastly, (6) the results are visually explicit to facilitate decision-making.

First, a key advantage of the index is the simplification of multidimensional and complex phenomena that are not directly measurable. Multiple functions, such as sediment filtration and retention, contribute to sediment regulation and delivery of the SCS within a watershed. Unlike several studies that were based upon a single indicator to map a SCS (García-Nieto et al., 2013; Koschke et al., 2012), our index captures the main EFs regulating sediment at the sub-watershed scale. This capacity to summarize multiple dimensions of a phenomenon is often pointed out as one of the key aspects of ES quantification. For example, Abenayake et al. (2018) had developed

an index to assess community resilience to disasters by integrating multiple dimensions of the socio-ecological system. Moreover, the suitability of an index that is composed of several FIs depends largely upon the ability to select a minimum set of non-redundant FIs (Varin et al., 2019) and aggregate them into a single index. Hence, it is important to adopt a normalization procedure that accounts for disparities in the magnitude and range of each FI. Concurrently, normalization makes it possible to inspect the contribution of individual FIs to the index value. We believe that two levels of analysis (FI and ES values) allow users to solve complex problems in a technically valid and practically useful manner.

Second, data availability is usually a constraint for any mapping exercise. Biophysical data collection is resource- and time-consuming. Consequently, the use of proxies makes the methodology easy to reproduce, according to the availability of primary data. The multi-indicator framework is highly adaptable according to available datasets. Therefore, the integrated FIs can be derived from different sources of data, such as primary data (field data), spatial data (satellite images, lidar data) (Riedler et al., 2015), censuses, or even physical model outputs (Blatter et al., 2017; Karabulut et al., 2016).

Third, the ability to assign a weight factor to each FI is an essential component of the mapping framework. The handbook on constructing composite indicators (Nardo et al., 2008) and, more recently, a review by Greco et al. (2018), lists several approaches for weighting in the construction of an index. Equal weighting is the most common scheme due to its simplicity and convenience when no scientific basis is available that can justify a weighting scheme (Gan et al., 2017). Grêt-Regamey et al. (2017) suggest that assigning weights that are based on expert opinion is a good alternative because these integrate expert knowledge in the mapping process. Furthermore, according to Zulian et al. (2018), an ES mapping approach that is adapted to the local context by integrating expert knowledge generally provides a more precise representation of ES supply, thereby enhancing a map's reliability and utility. Nevertheless, weighting factors must be assigned carefully to avoid misrepresentation of one or several FIs, which would result in an inappropriate weighting scheme. In future studies, the SWAT model could help to assign weighting factors by understanding the impacts of different factors on sediment loads.

Fourth, our framework uses mapping units that can take a wide range of sizes or resolutions. Several studies (Andersson et al., 2015; Varin et al., 2019) point out how the size of mapping units influences the distribution patterns of different FIs and ES supply, which in turn can have an impact on decision-making processes. The scale aspect appears insightful, given the scale-

dependency of ecological processes underlying ES (Hein et al., 2006). In our forest management context, we adopted a scale for mapping units that is relevant to the reporting level (compatible with certification), while taking into account the hydrological processes.

Fifth, we compared our results to those of a physical model to assess how the mapping framework conforms to a more rigorous approach. Validating or assessing the accuracy of ES maps is very difficult due to the lack of suitable independent datasets. We implemented an evaluation framework that follows on the work of Dennedy-Frank et al. (2016). In their case, the evaluation involved comparing two model outputs on two watersheds. Like our study, they highlighted the influence that several parameters can have on results, but these may differ greatly for each model. In our case, the comparison revealed moderate to high agreement between SWAT model and SCS index outputs, depending upon the time period and the weighting schemes.

Last, the mapped SCS index values can be interpreted easily by decision-makers and users. A single value is assigned to each sub-watershed to indicate which areas are relatively more or less efficient in supplying the service. Visualizing spatial variation using a single index score facilitates policy formulation and planning by identifying the sub-watersheds with priority needs within the watershed (Varin et al., 2019). Although FIs are at a finer level of understanding than ES, they are relatively simple contributors to the index and they are simple to understand for decision-makers. Each FI can be inspected using radar charts, making its contribution to the SCS index explicit. Inspecting the SCS index and FI values for each sub-watershed provides a sound base for decisions being made regarding land management, such as which areas should be targeted for forest operations and which should be conserved or left unaltered in the interest of the SCS.

2.4.2 Methodological limitations

Several limitations affected implementation and evaluation of the mapping framework. Some limitations were related to uncertainties in the construction of the SCS index. The steps that are required to calculate the index involve either subjective judgements or unreliable values that are needed to be carefully examined (Saltelli, 2007). Factors that affect the quality and reliability of the index have most directly included the available data, the selection of individual FIs, the choice of aggregation model, and the weighting of the FIs (Gan et al., 2017; Hamel and Bryant, 2017; Hauck et al., 2013; Schulp et al., 2014). Further, Eigenbrod et al. (2010) pointed out that using proxies is inherent to some mapping errors and can oversimplify ES quantification. However, proxy methods are the most commonly used method for mapping ES when primary data are of

limited availability (Alam et al., 2016; Egoh et al., 2012). The selection of FIs and weighing allocations can lead to misrepresentation of the ES supply. Therefore, involving expert opinion in construction of the index is important to the mapping process. Moreover, expert and stakeholder involvement promotes acceptance of map legitimacy. According to Zulian et al. (2018), when both experts and stakeholders are involved, the map results are considered more credible and are viewed as a realistic representation of local ES. Nevertheless, collecting expert knowledge must follow a transparent process. In addition, the integration of expert weights can reduce the compensatory effect of linear aggregation (Greco et al., 2018; Zulian et al., 2018). Our results that were based on expert weights appear to be more realistic than the results from a procedure with equal weights when comparing with results from the SWAT model.

On one hand, simple proxies are able to capture complex hydrological processes and ecological functions that are related to the SCS. On the other hand, their absolute accuracy remains to be established with an evaluation method. The lack of clear and relevant ES evaluation methods is often pointed out in the ES literature (Seppelt et al., 2011). Several studies have sought to address the issue of validating ES models. For example, water-related ES are particularly well-suited to empirical validation (Redhead et al., 2016) or hydrologic physical model comparison (Dennedy-Frank et al., 2016). Similarly, ecosystem processes, which underpin any ES, have physical expressions that can be directly measured at appropriate spatial and temporal resolutions, e.g., river flow, nutrient concentration and sediment load. However, many studies have been limited by the availability of suitable validation data. For example, Schulp et al. (2014) sought to undertake model validation for a variety of ESs at the scale of Europe. They used proxies in the absence of empirical ES measures, so a quantitative assessment of model accuracy was not possible. Relative evaluation, such as model comparison, is possible to overcome the lack of data validation and quantitative assessment (e.g., Dennedy-Frank et al., 2016). Such evaluation is useful to compare the ability of models to map and capture the variation between sub-watersheds, but it does not provide a quantitative measure of model accuracy. Comparison of our SWAT output values with the SCS index values resulted in moderate to high agreement, depending upon the simulation period and weighting schemes (see Table 2.5). This may have been due not only to uncertainties in the SCS index, but also due to limitations and simplifications that are inherent in the SWAT model. These include a limited ability of the SWAT model to be validated and the absence of independent sediment gauge measurements. The SWAT model performance was assessed, but the assessment was based on only one gauging station at the watershed outlet of the entire HRW.

Another limitation of proxy-based methods is that ES values based upon proxies do not account for meteorological data, such as precipitation and temperature, whereas meteorological variables are major drivers of the SWAT model (Francesconi et al., 2016; Schmalz et al., 2016). A last important limitation relates to the interpretation of the ES supply results. It is important to recognize that the SCS index quantifies the relative potential to supply the service by sub-watershed and not its absolute supply value.

2.4.3 Perspectives on mapping ecosystem service supply

Several ways can be considered to improve the proposed mapping framework. First, refining the framework implementation is largely dependent upon testing a larger set of FIs. Notably, we realize that meteorological variables are important drivers of sediment runoff. Meteorological condition is a key issue for sustainable forest management since climate change may have considerable effects on EFs and ES supply, and may result in severe economic losses in forests (Lindner et al., 2010; Price et al., 2013). Management decisions are thus becoming increasingly complex, as they must take into account not only changing landscapes, but also changing environmental conditions. Methods to map ES that can integrate forest management practices to balance multiple objectives and under changing environmental conditions are needed (Yousefpour et al., 2017). Nevertheless, adding more FIs depends upon the availability and quality of relevant spatial datasets. New sources of data may improve mapping of ESs. For instance, metrics that are derived from LiDAR data or model outputs, such as forest growth models (Blattert et al., 2017), are increasingly available. As another example, derived forest cover density indicators (Guo et al., 2018), forest road-width indicators (Niemi et al., 2017) and for wetland classification (Luo et al., 2015) from LiDAR can also be used. An interesting avenue for improving validation/evaluation is increasing capabilities of the SWAT model when it is combined with additional field measurements. Two additional alternatives may be considered with the SWAT outputs. First, SWAT outputs can be used in indicator development, such as been shown by Schmalz et al. (2016). Second, the SWAT model can be used to help select relevant FIs, which in turn can be aggregated into a SCS index or used to adjust weights between FIs. A final improvement to consider is to apply the framework on several other watersheds within the same ecological region. Adopting a wider range of values to normalize the outputs may approach an absolute scale for that region.

Such a scale would facilitate enhanced interpretation, particularly if the range of possible conditions is enhanced by extending the spatial application of the framework.

Our results, when combined with other work on mapping ESs, raise several interesting opportunities for further development. The first is to expand the ES mapping framework using proxies to a large array of ES, beyond the SCS and other water-related ES (e.g., Egoh et al., 2012; Grizzetti et al., 2016). Applying the mapping framework to other ES types, however, requires selecting new sets of FIs and redefining the spatial mapping unit. The identification of appropriate spatial and temporal scales, and the selection of key map attributes pose recurring challenges for ES science and practical applications (Andersson et al., 2015). The ES mapping framework is useful in many management contexts, specifically for natural resources (forests, mines), conservation (Varin et al., 2019), restoration, urban planning (Alam et al., 2016), and many other disciplines. Spatially-explicit information regarding ES is increasingly in demand from landscape and land-use managers, and spatial/regional planners (e.g., Daily et al., 2009; Grêt-Regamey et al., 2017). Nevertheless, mapping ESs is not an end in itself. The mapping framework could be used to assess the potential for sediment regulation under future forest management scenarios and to highlight which scenarios would have the least effect on service supply. ES mapping can also facilitate the analysis of tradeoffs and synergies of the significant ESs that are relevant for decision-making under scenarios (Maes et al., 2012b; Creed et al., 2016). Synergy is defined as a win-win situation that is determined by an improvement of both ESs, while a tradeoff is a loss of one service in exchange for gaining another. Mapping tradeoffs and synergies has the effective capacity to inform both policies and planning.

2.5 Conclusions

This study presents a framework for mapping the supply of ESs using a proxy-based method. We demonstrate that using proxies to represent ecosystem FIs provides an efficient way to construct an ES index. The use of an index to map ESs addresses the multidimensional and complex nature of ES, and is helpful for communicating the importance of ESs to policy makers. ES mapping facilitates the integration of ES assessments into the decision-making process and is essential to demonstrate that sustainable development is being applied with due diligence and consideration of ES. SCS index maps show the relative potential supply of the SCS among sub-watersheds, while identifying sub-watersheds that are most sensitive to forest operations. This information supports forest operations planning and sustainable management of forest ecosystems. Our main limitations

for implementing the framework were related to the availability of data for developing the index and validating the results. Nevertheless, our evaluation of the SCS relative scales using a sediment yield classification that was simulated using the SWAT model showed overall accuracies ranging from 35 to 81%, depending upon the mapping period and weighting scheme that was applied. Higher accuracies were observed for expert-based weights and for periods of active forest operations (road construction and harvesting). We consider that the ES mapping framework and SCS implementation with the best available data representing proxy indicators provides an interesting case study for the HRW of western Newfoundland.

2.6 Acknowledgements

This research was funded by the Assessment of Wood Attributes using Remote Sensing (AWARE) Project (NSERC CRDPJ-462973-14, grantee N.C. Coops, UBC), in collaboration with Corner Brook Pulp and Paper Limited (CBPPL), the Newfoundland and Labrador Department of Fisheries and Land Resources (NLFLA), and the Canadian Forest Service–Canadian Wood Fibre Centre (CWFC). The authors are grateful for data management support that was provided by Olivier van Lier and helpful discussions with Catherine Frizzle, Barry Elkins, Faron Knott, Debbie Hearn, Darrell Harris, and Boyd Pittman. We also acknowledge the collaboration of Adam Anderson and Adrian Ricketts (Resource Innovations Inc.), with whom an NSERC—Engage grant was allocated to implement the ES mapping framework in an operational environment.

2.7 References

- Abenayake, C.C., Mikami, Y., Matsuda, Y., Jayasinghe, A., 2018. Ecosystem services-based composite indicator for assessing community resilience to floods. *Environmental Development* 27, 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2018.08.002>
- Alam, M., Dupras, J., Messier, C., 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. *Ecological Indicators* 60, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035>
- Andersson, E., McPhearson, T., Kremer, P., Gomez-Baggethun, E., Haase, D., Tuvendal, M., Wurster, D., 2015. Scale and context dependence of ecosystem service providing units. *Ecosystem Services* 12, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.001>
- Andrew, M.E., Wulder, M.A., Nelson, T.A., Coops, N.C., 2015. Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: a review. *GIScience & Remote Sensing* 52, 344–373. <https://doi.org/10.1080/15481603.2015.1033809>
- Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R.D., van Griensven, A., 2012. SWAT : Model use, calibration and validation. *American Society of Agricultural & Biological Engineers* 55, 1491–1508.

- Attardi, R., Cerreta, M., Sannicandro, V., Torre, C.M., 2018. Non-compensatory composite indicators for the evaluation of urban planning policy: The Land-Use Policy Efficiency Index (LUPEI). *European Journal of Operational Research* 264, 491–507. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2017.07.064>
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services: Relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Bergmann, R., Ludbrook, J., Spooren, W.P.J.M., 2000. Different outcomes of the Wilcoxon-Mann-Whitney test from different statistics packages. *The American Statistician* 54, 72–77. <https://doi.org/10.1080/00031305.2000.10474513>
- Blattert, C., Lemm, R., Thees, O., Lexer, M.J., Hanewinkel, M., 2017. Management of ecosystem services in mountain forests: Review of indicators and value functions for model based multi-criteria decision analysis. *Ecological Indicators* 79, 391–409. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.025>
- Brabec, E., Schulte, S., Richards, P.L., 2002. Impervious surfaces and water quality: A Review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature* 16, 499–514. <https://doi.org/10.1177/088541202400903563>
- Bracken, L.J., Turnbull, L., Wainwright, J., Bogaart, P., 2015. Sediment connectivity: a framework for understanding sediment transfer at multiple scales. *Earth Surface Processes & Landforms* 40, 177–188. <https://doi.org/10.1002/esp.3635>
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources* 32, 67–98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* 1–32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Choto, M., Fetene, A., 2019. Impacts of land use/land cover change on stream flow and sediment yield of Gojeb watershed, Omo-Gibe basin, Ethiopia. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 14, 84–99. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.01.003>
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

- Creed, I.F., Weber, M., Accatino, F., Kreutzweiser, D.P., 2016. Managing forests for water in the Anthropocene—The best kept secret services of forest ecosystems. *Forests* 7, 60. <https://doi.org/10.3390/f7030060>
- Daily, G.C., 1997. Introduction: what are ecosystem services?, in: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C, pp. 1–10.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology & the Environment* 7, 21–28. <https://doi.org/10.1890/080025>
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260–272.
- Dennedy-Frank, P.J., Muenich, R.L., Chaubey, I., Ziv, G., 2016. Comparing two tools for ecosystem service assessments regarding water resources decisions. *Journal of Environmental Management* 177, 331–340. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.012>
- Duncker, P.S., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., Katzensteiner, K., De Jong, J., Ravn, H.P., Smith, M., Eckmüller, O., Spiecker, H., 2012. How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: Synergies and trade-offs. *Ecology and Society* 17. <https://doi.org/10.5751/ES-05066-170450>
- Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemen, L., Drakou, E.G., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2012. Indicators for mapping ecosystem services a review. Publications Office, Luxembourg.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D.M., Le Maitre, D.C., van Jaarsveld, A.S., 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127, 135–140. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.03.013>
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47, 377–385. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x>
- [dataset] Environment and Climate Change Canada, 2016. Historical Hydrometric Data [WWW Document]. https://wateroffice.ec.gc.ca/search/historical_e.html.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fleming, C., van Zyll de Jong, M., Luther, J.E., 2016. Ecosystem Services on the Humber River Basin: A DPSIR Approach, Expert Opinion Workshop, Facilitated by Sean Dolter, 8 participants. 28 June 2016, Corner Brook, NL.
- Francesconi, W., Srinivasan, R., Pérez-Miñana, E., Willcock, S.P., Quintero, M., 2016. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. *Journal of Hydrology* 535, 625–636. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.034>

- Gan, X., Fernandez, I.C., Guo, J., Wilson, M., Zhao, Y., Zhou, B., Wu, J., 2017. When to use what: Methods for weighting and aggregating sustainability indicators. *Ecological Indicators* 81, 491–502. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.068>
- García-Nieto, A.P., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Martín-López, B., 2013. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services* 4, 126–138.
- Government of Newfoundland and Labrador, 2014. Provincial Sustainable Forest Management Strategy. Growing our Renewable and Sustainable Forest Economy. Government of Newfoundland and Labrador, Corner Brook, Newfoundland and Labrador, Canada.
- Greco, S., Ishizaka, A., Tasiou, M., Torrisi, G., 2018. On the Methodological Framework of Composite Indices: A Review of the Issues of Weighting, Aggregation, and Robustness. *Soc Indic Res* 1–34. <https://doi.org/10.1007/s11205-017-1832-9>
- Grêt-Regamey, A., Altwegg, J., Sirén, E.A., van Strien, M.J., Weibel, B., 2017. Integrating ecosystem services into spatial planning—A spatial decision support tool. *Landscape & Urban Planning* 165, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.003>
- Grizzetti, B., Lanza, D., Liquete, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., 2016. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy* 61, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Guo, X., Coops, N.C., Gergel, S.E., Bader, C.W., Nielsen, S.E., Stadt, J.J., Drever, M., 2018. Integrating airborne lidar and satellite imagery to model habitat connectivity dynamics for spatial conservation prioritization. *Landscape Ecol* 33, 491–511. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0609-0>
- Gupta, H.V., Sorooshian, S., Yapo, P.O., 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Engineering* 4, 135–143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135))
- Hamel, P., Bryant, B.P., 2017. Uncertainty assessment in ecosystem services analyses: Seven challenges and practical responses. *Ecosystem Services* 24, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.008>
- Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamäki, O., Maes, J., Wittmer, H., Jax, K., 2013. “Maps have an air of authority”: Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosystem Services* 4, 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.11.003>
- Hearn, D., 2017. High conservation value forest assessment report - Woodlands. Kruger Industrial - Corner Brook Pulp and Paper Ltd, Corner Brook, NL.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57, 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- Jaung, W., Putzel, L., Bull, G.Q., Kozak, R., Elliott, C., 2016. Forest Stewardship Council certification for forest ecosystem services: An analysis of stakeholder adaptability. *Forest Policy and Economics* 70, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.06.004>

- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>
- Karabulut, A., Egoh, B.N., Lanzanova, D., Grizzetti, B., Bidoglio, G., Pagliero, L., Bouraoui, F., Aloe, A., Reynaud, A., Maes, J., Vandecasteele, I., Mubareka, S., 2016. Mapping water provisioning services to support the ecosystem–water–food–energy nexus in the Danube river basin. *Ecosystem Services* 17, 278–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.002>
- Khanal, S., Parajuli, P.B., 2013. Evaluating the impacts of forest clear cutting on water and sediment yields using SWAT in Mississippi. *Journal of Water Resource & Protection* 05, 474. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.54047>
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators, Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services* 21, 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.010>
- Lehner, B., Grill, G., 2013. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes* 27, 2171–2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.9740>
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M.J., Marchetti, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, 698–709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Logsdon, R.A., Chaubey, I., 2013. A quantitative approach to evaluating ecosystem services. *Ecological Modelling* 257, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.02.009>
- Luo, S., Wang, C., Pan, F., Xi, X., Li, G., Nie, S., Xia, S., 2015. Estimation of wetland vegetation height and leaf area index using airborne laser scanning data. *Ecological Indicators*, 48, <https://doi.org/550-559>. [10.1016/j.ecolind.2014.09.024](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.024)
- Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L., Bidoglio, G., 2012a. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services* 1, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012b. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation* 155, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayanz, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czucz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavallo, C., 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* 17, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>

- Martínez-Harms, M., Balvanera, P., 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8, 17–25. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792>
- Meijaard, E., Wunder, S., Guariguata, M.R., Sheil, D., 2014. What scope for certifying forest ecosystem services? *Ecosystem Services* 7, 160–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.12.008>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S., Hoffman, A., Giovannini, E., 2008. *Handbook on constructing composite indicators: methodology and user guide*. OECD, Paris.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- [dataset] Natural Resources Canada, 2016. National Hydro Network, Canada.
- [dataset] Natural Resources Canada, 2016. Canadian Digital Elevation Data (CDED).
- Neary, D.G., Ice, G.G., Jackson, C.R., 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management* 258, 2269–2281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.027>
- Niemi, M.T., Vastaranta, M., Vauhkonen, J., Melkas, T., Holopainen, M., 2017. Airborne LiDAR-derived elevation data in terrain trafficability mapping. *Scandinavian Journal of Forest Research* 32, 762–773. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1296181>
- Price, D.T., Alfaro, R.I., Brown, K.J., Flannigan, M.D., Fleming, R.A., Hogg, E.H., Girardin, M.P., Lakusta, T., Johnston, M., McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Stratton, T., Sturrock, R.N., Thompson, I.D., Trofymow, J.A., Venier, L.A., 2013. Anticipating the consequences of climate change for Canada’s boreal forest ecosystems. *Environmental Reviews* 21, 322–365. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0042>
- Putz, G., Burke, J.M., Smith, D.W., Chanasyk, D.S., Prepas, E.E., Mapfumo, E., 2003. Modelling the effects of boreal forest landscape management upon streamflow and water quality: Basic concepts and considerations. *Journal of Environmental Engineering & Science* 2, S87–S101. <https://doi.org/10.1139/s03-032>
- R Core Team, 2016. *A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rametsteiner, E., Simula, M., 2003. Forest certification—an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management* 67, 87–98. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00191-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00191-3)
- Redhead, J.W., Stratford, C., Sharps, K., Jones, L., Ziv, G., Clarke, D., Oliver, T.H., Bullock, J.M., 2016. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of The Total Environment* 569–570, 1418–1426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.227>
- Riedler, B., Pernkopf, L., Strasser, T., Lang, S., Smith, G., 2015. A composite indicator for assessing habitat quality of riparian forests derived from Earth observation data. *International*

- Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Special Issue on Earth observation for habitat mapping and biodiversity monitoring 37, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.006>
- Roces-Díaz, J.V., Vayreda, J., Banqué-Casanovas, M., Díaz-Varela, E., Bonet, J.A., Brotons, L., de-Miguel, S., Herrando, S., Martínez-Vilalta, J., 2018. The spatial level of analysis affects the patterns of forest ecosystem services supply and their relationships. *Science of The Total Environment* 626, 1270–1283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.150>
- Saisana, M., Saltelli, A., Tarantola, S., 2005. Uncertainty and sensitivity analysis techniques as tools for the quality assessment of composite indicators. *Journal of the Royal Statistical Society: Series A (Statistics in Society)* 168, 307–323. <https://doi.org/10.1111/j.1467-985X.2005.00350.x>
- Saltelli, A., 2007. Composite indicators between analysis and advocacy. *Social Indicators Research* 81, 65–77. <https://doi.org/10.1007/s11205-006-0024-9>
- Savilaakso, S., Guariguata, M.R., 2017. Challenges for developing Forest Stewardship Council certification for ecosystem services: How to enhance local adoption? *Ecosystem Services* 28. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.001>
- Schmalz, B., Kruse, M., Kiesel, J., Müller, F., Fohrer, N., 2016. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results. *Ecological Indicators* 71, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.050>
- Schulp, C.J.E., Burkhard, B., Maes, J., Van Vliet, J., Verburg, P.H., 2014. Uncertainties in ecosystem service maps: A comparison on the European scale. *PLoS ONE* 9, e109643. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109643>
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead: Priorities for ecosystem service studies. *Journal of Applied Ecology* 48, 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- [dataset] Soil Landscapes of Canada Working Group, 2010. Soil Landscapes of Canada version 3.2.
- Story, M., Congalton, R.G., 1986. Accuracy assessment: a user's perspective. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 52, 397–399.
- Sutherland, G.D., Waterhouse, F.L., Smith, J., Saunders, S.C., Paige, K., Malt, J., 2016. Developing a systematic simulation-based approach for selecting indicators in strategic cumulative effects assessments with multiple environmental valued components. *Ecological Indicators* 61, 512–525. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.004>
- Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Sharp, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., 2011. InVEST v2.2.1 User's Guide : Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs.

- TEEB (Ed.), 2010. Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- Théau, J., Bernier, A., Fournier, R.A., 2015. An evaluation framework based on sustainability-related indicators for the comparison of conceptual approaches for ecological networks. *Ecological Indicators* 52, 444–457. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.029>
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., Srinivasan, R., 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *Journal of Hydrology* 324, 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.008>
- Van Oudenhoven, A.P.E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R.S., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators* 21, 110–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>
- Varin, M., Théau, J., Fournier, R.A., 2019. Mapping ecosystem services provided by wetlands at multiple spatiotemporal scales: A case study in Quebec, Canada. *Journal of Environmental Management* 246, 334–344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.115>
- Vigerstol, K.L., Aukema, J.E., 2011. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management* 92, 2403–2409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.040>
- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., 2015. A methodology for quantifying and mapping ecosystem services provided by watersheds, in: Chicharo, L., Müller, F., Fohrer, N. (Eds.), *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 151–180. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9846-4_8
- [dataset] Wulder, M.A., White, J.C., Cranny, M., Hall, R.J., Luther, J.E., Beaudoin, A., Goodenough, D.G., Dechka, J.A., 2008. Monitoring Canada's forests. Part 1: Completion of the EOSD land cover project. *Canadian Journal of Remote Sensing* 34, 549–562. <https://doi.org/10.5589/m08-066>
- Yousefpour, R., Temperli, C., Jacobsen, J.B., Thorsen, B.J., Meilby, H., Lexer, M.J., Lindner, M., Bugmann, H., Borges, J.G., Palma, J.H.N., Ray, D., Zimmermann, N.E., Delzon, S., Kremer, A., Kramer, K., Reyer, C.P.O., Lasch-Born, P., Garcia-Gonzalo, J., Hanewinkel, M., 2017. A framework for modeling adaptive forest management and decision making under climate change. *Ecology and Society* 22, art40. <https://doi.org/10.5751/ES-09614-220440>
- Zulian, G., Stange, E., Woods, H., Carvalho, L., Dick, J., Andrews, C., Baró, F., Vizcaino, P., Barton, D.N., Nowel, M., Rusch, G.M., Autunes, P., Fernandes, J., Ferraz, D., Ferreira dos Santos, R., Aszalós, R., Arany, I., Czúcz, B., Priess, J.A., Hoyer, C., Bürger-Patricio, G., Lapola, D., Mederly, P., Halabuk, A., Bezak, P., Kopperoinen, L., Viinikka, A., 2018. Practical application of spatial ecosystem service models to aid decision support. *Ecosystem Services* 29, 465–480. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.005>

2.8 Complément d'analyse de l'article

La construction d'un indicateur composé, ou indice, implique une certaine subjectivité dans chacune des étapes de sa construction, notamment dans la sélection des IFs. Pour pallier cette subjectivité, la sélection des IFs doit être transparente et fondée sur des principes statistiques. Ainsi, nous présentons dans cette section du mémoire les résultats d'une analyse de sensibilité (AS) de l'indice SCS dans le but de compléter l'analyse de corrélation de Pearson présentée dans la *section 2.3.1.1* de l'article. L'AS a un rôle essentiel dans la construction d'un indice puisqu'elle permet d'évaluer la robustesse de ce dernier en observant la variabilité de l'indice avec les facteurs d'entrée impliqués dans la construction de l'indice. L'AS permet donc de juger de la qualité de l'indice en répondant aux questions telles que : « Est ce que les facteurs d'entrée (les différents IFs sélectionnés) influencent significativement la variable de sortie (valeur de l'indice SCS)? Quels sont les facteurs d'entrée qui influencent le plus la variabilité de l'indice SCS? » (Cariboni *et al.*, 2007). De nombreuses méthodes d'AS existent. Un aperçu des méthodes est disponible notamment dans les travaux de Cariboni *et al.* (2007) et Saisana *et al.* (2005). Les méthodes basées sur la variance sont des méthodes répandues pour effectuer des AS. Dans cette perspective, une analyse de la variance est réalisée pour comprendre l'impact de chaque IFs d'entrée sur la variation de la valeur de l'indice. Pour ce faire, sept indices SCS modifiés ont été calculés en excluant chacun des IFs individuellement tout en maintenant l'apport des autres IFs. Les résultats de l'indice SCS original construit sur 7 IFs et de l'indice SCS modifié construit sur 6 IFs sont ensuite analysés et comparés. Les résultats de la distribution des indices sont représentés à l'aide de diagrammes en boîte à moustaches (figure 2.8). Pour observer si la variabilité entre les différents indices calculés (original et modifié) est significative, un test statistique de Friedman est utilisé. Le test non paramétrique de Friedman par bloc est une alternative à l'ANOVA à deux facteurs dans le cas où l'hypothèse de normalité est rejetée. Le test de normalité de Shapiro–Wilk appliqué à la variable dépendante (valeur de l'indice SCS original et modifié) suggère que l'hypothèse de normalité n'est pas acceptable au seuil de 5 %, car $p\text{-value} < 2,2\text{e-}16$ sous l'hypothèse nulle H_0 : « La distribution est issue d'une population normalement distribuée ». Le test de Friedman analyse donc les effets d'un facteur (IFs choisis) sur la valeur de l'indice en prenant en compte un facteur de bloc en faisant la somme des rangs. L'analyse par bloc permet de prendre en compte une variabilité amenée par les quatre périodes observées mais sans l'analyser. Finalement, lorsque l'hypothèse nulle est rejetée, le test *post hoc* de la différence la moins significative de Fisher (LSD) est appliqué pour

une comparaison multiple des facteurs d'entrée afin de déterminer les indices significativement différents les uns des autres, sur la base des différences de rang moyen des indices (Pereira *et al.*, 2015). L'ensemble des tests a été effectué séparément pour les deux systèmes de pondération (poids d'experts et poids égaux). Avec $p < 0,05$, l'hypothèse nulle est rejetée et nous pouvons conclure qu'au moins un des 7 IFs exclus a un effet significativement différent sur la valeur de l'indice dans les deux systèmes de pondération. Ensuite, en examinant les résultats du test *post hoc* présentés dans le Tableau 2.6, nous observons qu'en excluant, un à la fois les IFs, l'indice ne serait pas affecté dans le système de poids égaux lorsque les IFs liés à l'aménagement forestier (FI_{Coupe à blanc}, FI_{Éclaircie-précom}, FI_{Croisement route}) sont exclus. C'est-à-dire que les 3 IFs apporteraient une redondance dans l'indice. Cependant, les indices calculés avec les poids d'experts sont tous significativement différents. Les résultats obtenus supposent donc que l'attribution de poids d'experts permet de mieux capter la variabilité de chacun des IFs dans l'indice en comparaison avec les poids égaux. De plus, nous pouvons conclure que tous les IFs ont une incidence sur les résultats de l'indice SCS (Tableau 2.6). Les résultats de l'AS permettent donc de confirmer le choix des IFs d'entrée sélectionnés pour construire l'indice. Nous pouvons donc supposer que l'indice original incluant les 7 IFs est robuste pour guider les choix d'aménagements forestiers et principalement lorsque les poids d'experts sont attribués.

Tableau 2.6. Test de Friedman : Valeur de la médiane et résultat de la comparaison multiple du test *post hoc* de la différence la moins significative de Fisher (LSD) pour chaque indice du service de contrôle des sédiments calculé (original et modifié). Les indices présentant les mêmes lettres ne sont pas significativement différents.

Test de Friedman (significatif au seuil $p < 0,05$)						
Test <i>post hoc</i> de la différence la moins significative de Fisher (LSD) (significatif au seuil $p < 0,05$)						
	Poids égaux			Poids d'experts		
	Médiane	Somme des rangs	Groupe significatif ($p < 0,05$)	Médiane	Somme des rangs	Groupe significatif ($p < 0,05$)
Tous les Ifs						
Indice SCS	0,799	24	c	0,818	32	A
IF exclus						
FI _{Milieu humide}	0,900	32	a	0,792	28	B
FI _{Forêt}	0,804	28	b	0,672	16	C
FI _{Imperméable}	0,794	20	d	0,768	24	D
FI _{Pente}	0,781	16	e	0,646	12	E
FI _{Coupe à blanc}	0,771	9	f	0,634	7	F
FI _{Éclaircie-précom}	0,771	8	f	0,760	20	G
FI _{Croisement route}	0,771	7	f	0,634	5	H

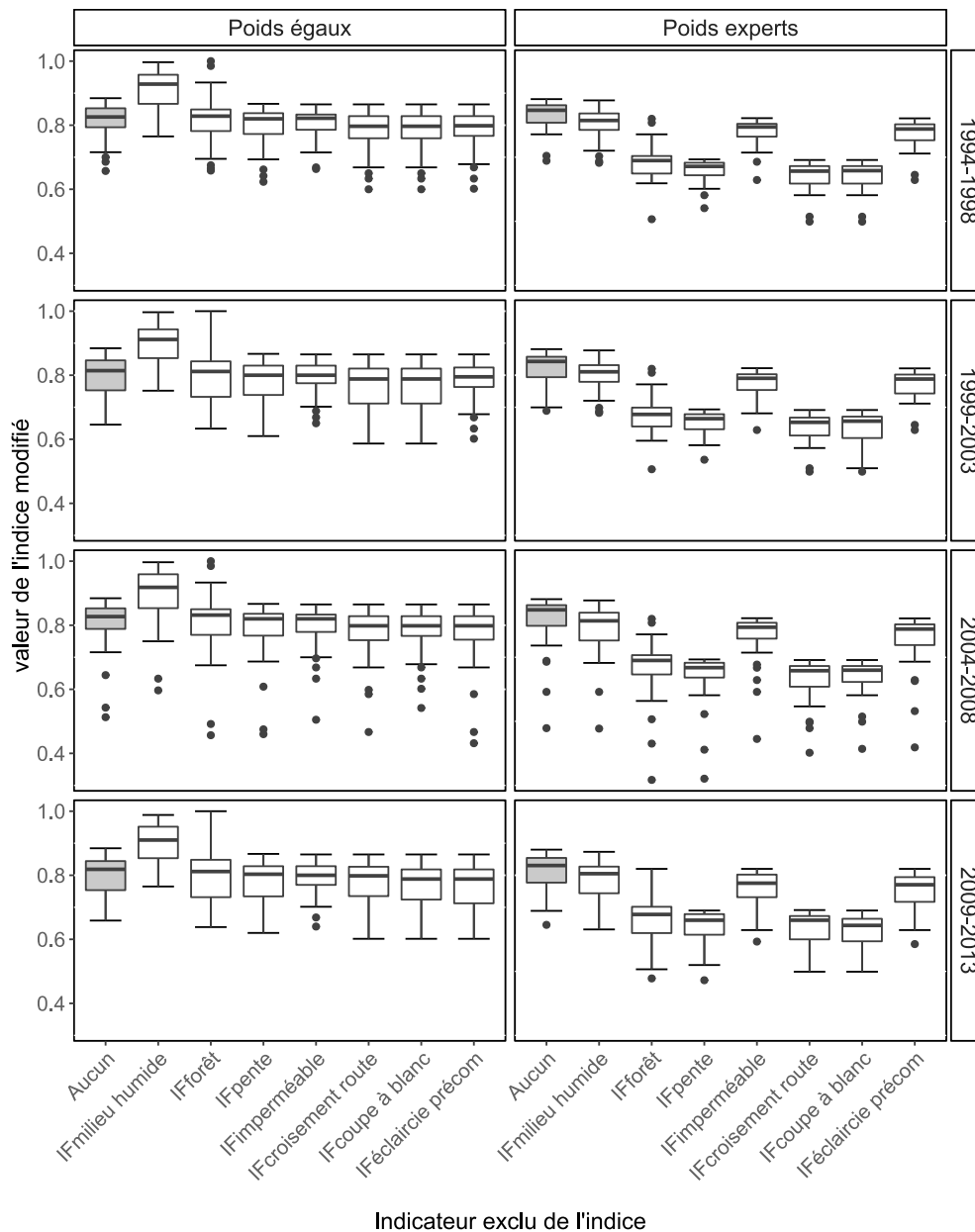


Figure 2.8. Représentation de la distribution de la valeur de l'indice par type d'indicateur exclu de l'indice en fonction (IF) de la période et du système de pondération (poids d'experts ou poids égaux) (diagrammes en boîte à moustaches). Pour chacune des boîtes à moustaches, les barres horizontales représentent la médiane; les cases définissent les 25^{ème} (Q1) et 75^{ème} (Q3) quartiles, les moustaches délimitent les valeurs minimales et maximales de l'indice SCS et les valeurs aberrantes sont indiquées par des points. L'indice SCS d'origine (nommé « aucun » sur l'axe des x et représenté en gris) sert d'indice de référence.

3 Exercice complémentaire : Cartographie du service culturel de la chasse

Dans le cadre de ma maîtrise, j'ai eu l'opportunité d'effectuer un stage grâce au programme ENGAGE (subventions d'engagement partenarial) du CRSNG dans le but de mettre en œuvre le cadre méthodologique pour la cartographie des SEs dans un environnement opérationnel. Ce stage s'est déroulé sur une période de 6 mois au sein de l'entreprise Resource Innovations Inc. à Corner Brook, Terre-Neuve. L'objectif du projet consistait, d'une part, à développer un outil semi-automatisé pour la cartographie des SEs dans un contexte de scénarisation, plus spécifiquement pour évaluer l'impact des futurs aménagements forestiers pour la récolte du bois, d'autre part, à rédiger un guide méthodologique expliquant étape par étape comment utiliser l'outil pour cartographier les SEs ainsi que les étapes clés du cadre méthodologique pour une application et une reproduction à d'autres SEs. Le schéma méthodologique général du travail réalisé lors du stage est proposé en annexe 1 (figure A.1.1). Il est à noter que seule la partie concernant l'application et la reproductibilité du cadre méthodologique sur le service culturel de la chasse est présentée et discutée dans le cadre du mémoire.

3.1 Mise en contexte

L'application de la démarche méthodologique pour la cartographie du service de la chasse est réalisée dans un contexte de scénarisation des opérations de récolte du bois (CB et traitement EPC) pour la période 2019-2023 du plan d'aménagements forestiers. Étant donné qu'aucune donnée n'était disponible pour les futurs aménagements, des scénarios d'aménagements fictifs sont établis à partir des données disponibles (données similaires présentées dans la *section 2.2.2.1* de l'article) et de critères réglementaires applicables à la réalisation des plans d'aménagements forestiers (Newfoundland Provincial Government, 2017). En effet, la création des scénarios repose sur les données de PAC et de volume du bois pour rendre ces derniers les plus réalistes possible. Trois scénarios d'aménagements sont donc définis pour la période 2019-2023 en fonction de deux paramètres distincts : l'étendue spatiale et l'étendue temporelle des zones de récolte du bois (figure 3.1).

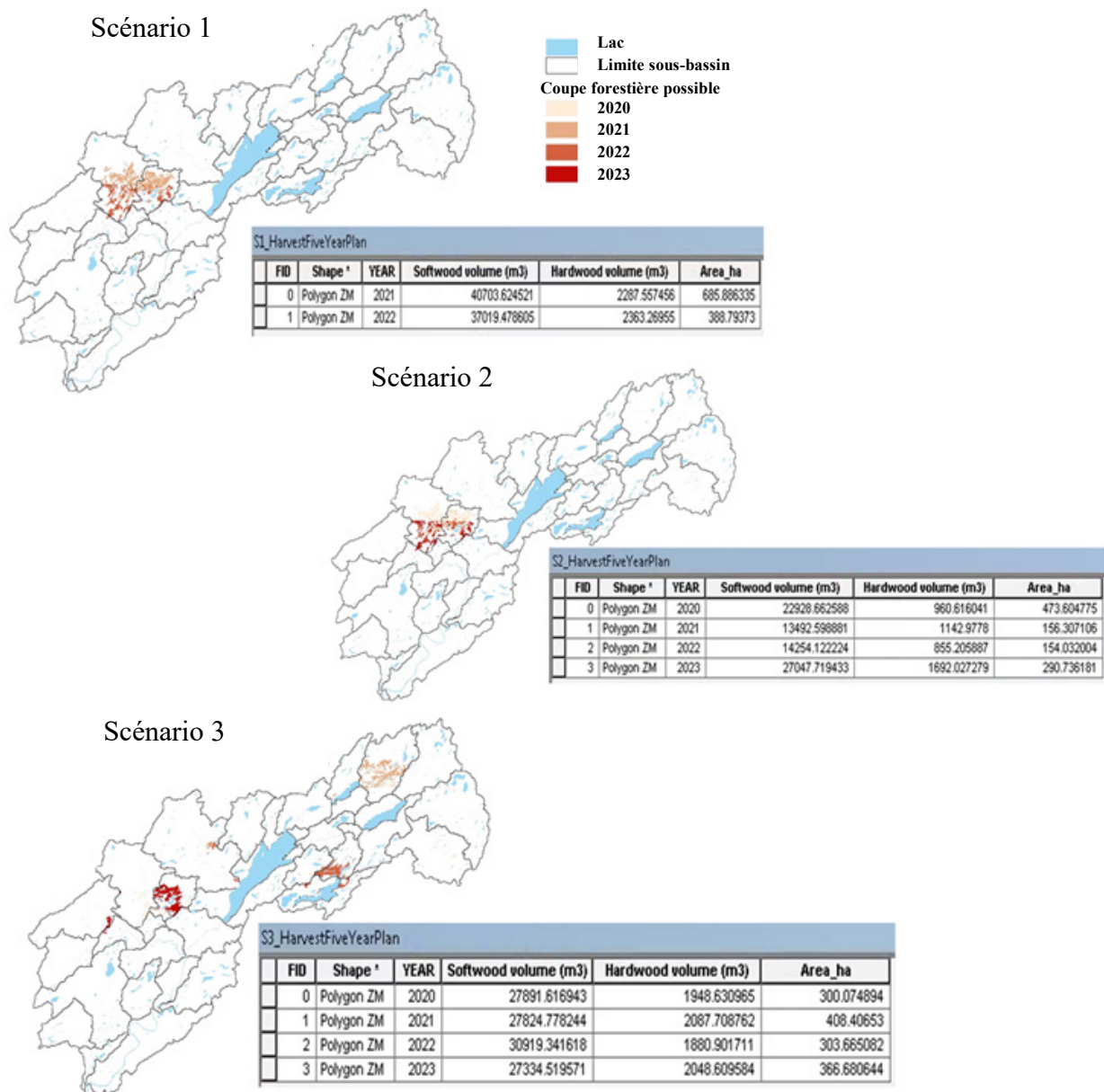


Figure 3.1. Représentation spatiale de trois scénarios potentiels d'aménagements forestiers pour la période 2019-2023 dans le bassin versant de la rivière Harry, Terre-Neuve. Scénario 1 : étendue spatiale localisée sur une période de cinq ans (S1) ; Scénario 2 : étendue spatiale localisée sur une période de deux ans (S2). Scénario 3 : étendue spatiale dispersée sur une période de cinq ans (S3).

La procédure complète de la mise en place des scénarios potentiels d'aménagements forestiers pour la période 2019-2023 dans le bassin de la rivière Harry est présentée en annexe 2.

3.2 Démarche méthodologique générale

La construction de l'indice pour quantifier l'apport potentiel du service culturel de la chasse suit les mêmes étapes clés que pour l'indice SCS (figure 3.2). Ces étapes consistent à (1) définir les unités de cartographie spatiales; (2) construire l'indice de l'apport potentiel du service (APS) en suivant une procédure à 5 étapes : sélection des IFs potentiels, application d'une analyse de redondance aux IFs, normalisation des IFs sélectionnés, attribution de facteurs de pondération à chaque IF, et enfin agrégation des IFs en un indice APS et (3) visualiser et analyser l'apport potentiel du service.

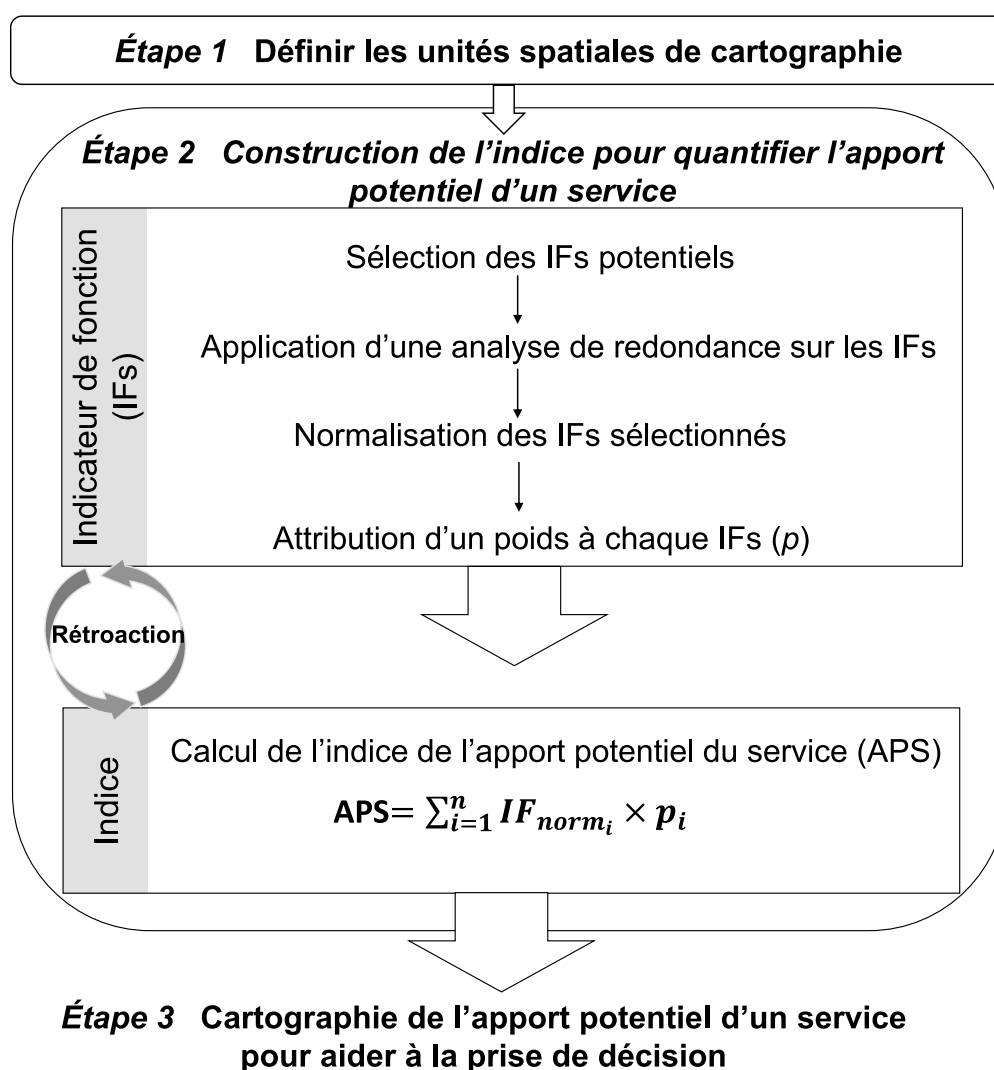


Figure 3.2. Schéma méthodologique général pour la reproduction de la démarche cartographique à d'autres services écologiques.

3.3 Résultats préliminaires pour l'application au service culturel de la chasse

La cartographie de l'apport potentiel du service de la chasse repose sur la combinaison de trois IFs : $FI_{\text{Forêt}}$, $FI_{\text{Milieu humide}}$, $FI_{\text{Densité route}}$ (tableau 3.1) calculés sur les mêmes unités spatiales que pour le SCS, c'est-à-dire l'unité du sous-bassin versant. La redondance des IFs sélectionnés a été vérifiée par une analyse de corrélation de Pearson (r). Avec $r \geq |0,8|$ (tableau 3.2), les trois IFs ont été combinés pour cartographier le service de la chasse. Chacun des IFs a été normalisé entre 0 et 1 suivant les *équations (1) et (2)* présentées dans la *section 2.2.5.3*. Dans le cadre d'une analyse de scénarios ou d'une analyse multi-temporelle, les valeurs minimales et maximales de l'équation de normalisation correspondent aux valeurs minimales et maximales de toutes les valeurs possibles de l'ensemble de chaque IF afin de rendre les résultats comparables. De plus, des poids égaux ont été attribués à chaque IFs pour le calcul de l'indice APS. Les résultats cartographiques présentés en figure 3.3 sont des résultats cartographiques préliminaires de l'apport potentiel du service de la chasse puisqu'aucune évaluation des résultats n'a pu être réalisée par manque de données de validation et d'expertise. L'apport potentiel du service est donc représenté en 7 classes, les classes de 1 à 5 correspondent respectivement à un potentiel très faible (rouge) et très élevé (vert foncé). Les classes 0 et 6 correspondent aux valeurs en dehors de la plage de valeurs 0-1 qui peuvent survenir lors de l'intégration de nouveaux scénarios extrêmement différents de ce qui a été fait dans le passé. Les cartes en figure 3.3 illustrent l'apport potentiel du service de chasse pour chaque sous-bassin versant sous trois scénarios de gestion forestière. Les différents scénarios sont présentés en figure 3.1. Le scénario 1 (étendue spatiale localisée sur une période de cinq ans) et le scénario 2 (étendue spatiale localisée sur une période de deux ans) présentent des résultats similaires de l'apport potentiel du service de chasse. Une proportion significative avec 39% et 16 % des sous-bassins à travers l'ensemble du bassin versant présente respectivement un potentiel faible et très faible pour l'apport du service de chasse. Une faible proportion avec 19% des sous bassins présente un potentiel élevé à très élevé pour l'apport du service de chasse. En comparaison aux deux premiers scénarios, le scénario 3 (étendue spatiale dispersée sur une période de cinq ans) est le scénario qui présente le plus de sous-bassins vulnérables avec 32% de sous-bassins présentant un très faible potentiel pour l'apport du service de chasse. A la vue de ces résultats, une planification d'aménagements forestiers localisée dans un périmètre restreint sur une période de temps réduite serait plus favorable pour l'apport du service de la chasse qu'une planification des aménagements dispersée sur l'ensemble du territoire sur une plus longue période temporelle.

Tableau 3.1. Liste des indicateurs de fonction utilisés pour quantifier le service culturel de la chasse à l'échelle des sous-bassins versants du bassin de la rivière Harry.

Indicateur de fonction	Nom IF	Unité	Polarité	Calcul	Référence
Couverture forestière réelle	$IF_{Forêt}$	%	+	Pourcentage de forêt réelle par sous-bassin en prenant en compte les zones d'opérations forestières passées et en laissant une zone tampon de 300 mètres autour des opérations forestières en cours et de 200 mètres autour des zones résidentielles dans le calcul de l'IF.	(Egoh <i>et al.</i> , 2012; Newfoundland Provincial Government, 2017)
Couverture milieu humide	$IF_{Milieu humide}$	%	+	Pourcentage de milieux humides par sous-bassin versant.	Avis d'experts
Densité route forestière	$IF_{Densité route}$	-	+	Prise en compte des routes existantes par sous-bassin versant.	Avis d'experts

Tableau 3.2. Corrélation de Pearson (r) entre les indicateurs de fonction pour le service de la chasse.

r	$IF_{Forêt}$	$IF_{Milieu humide}$	$IF_{Densité route}$
$IF_{Forêt}$			
$IF_{Milieu humide}$	-0.76		
$IF_{Densité route}$	0.25	-0.44	

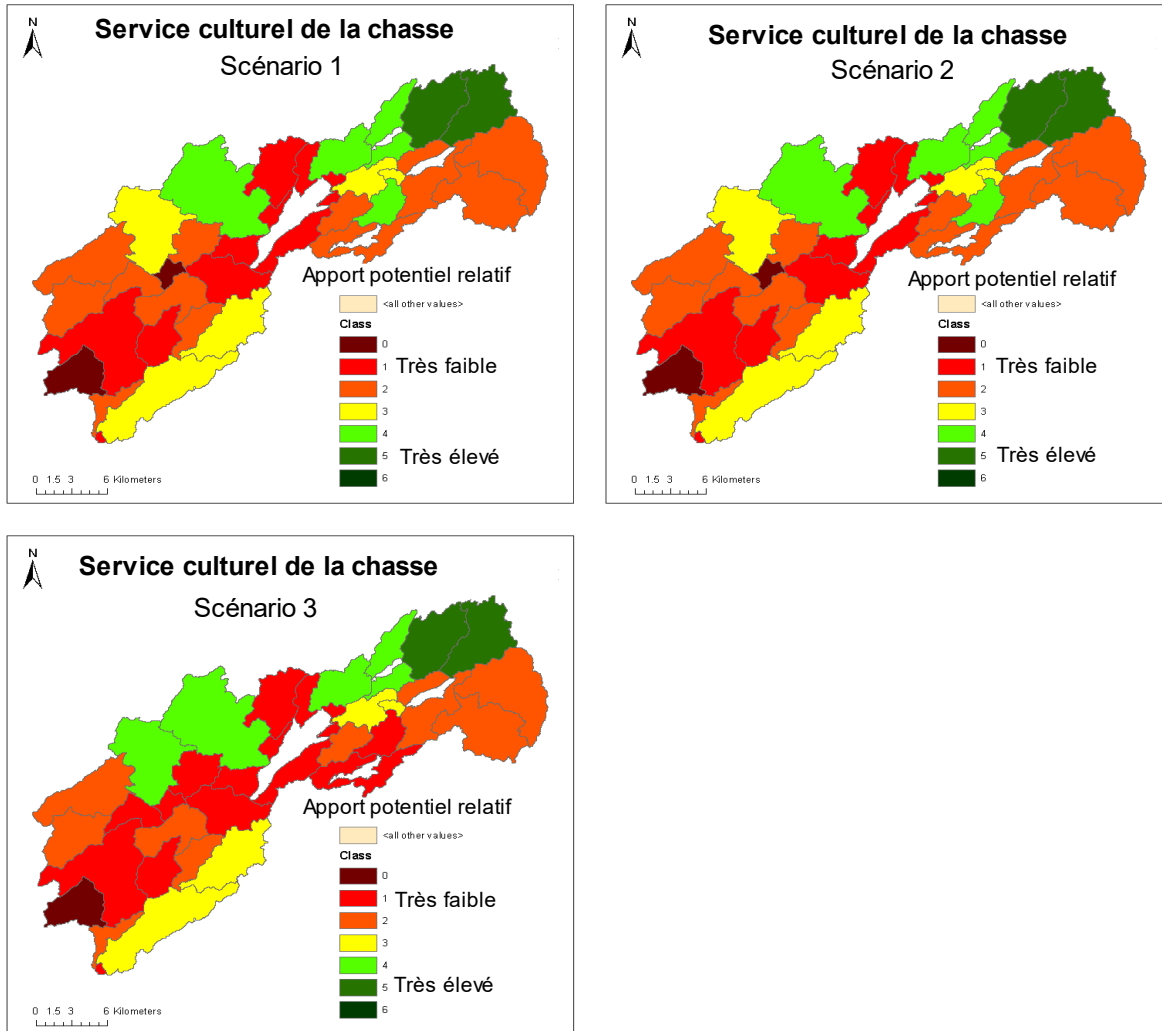


Figure 3.3. Représentation cartographique du service culturel de la chasse pour les trois scénarios d'aménagements potentiels (S1, S2, S3). L'apport potentiel du service de la chasse est donc représenté en 7 classes, les classes de 1 à 5 correspondent respectivement à un potentiel très faible (rouge) et très élevé (vert foncé).

4 Discussion et conclusion générale

La nécessité de proposer des méthodes simples et reproductibles pour appuyer les décisions d'aménagements forestiers afin de gérer de façon durable nos forêts et de répondre aux exigences de la certification forestière est incontestable. La mise en place du cadre méthodologique pour cartographier à l'échelle d'un bassin versant de l'ouest de Terre-Neuve, d'une part, le service SCS sur des périodes passées, et, d'autre part, le service de la chasse sous différents scénarios potentiels de gestion forestière a permis d'identifier l'efficacité des sous-bassins à fournir le SE afin de mettre en évidence les sous-bassins les plus vulnérables. La représentation cartographique des résultats en une valeur unique pour chaque sous-bassin facilite l'interprétation des résultats par les décideurs et les utilisateurs et permet la formulation et la planification de politiques d'aménagement. Ainsi, la facilité d'accès et d'interprétation des résultats par les gestionnaires et la flexibilité spatiale et temporelle que propose la méthode de cartographie développée conforte l'hypothèse 1. L'hypothèse 1 suppose que la cartographie à partir d'un indice permet de cartographier l'apport potentiel d'un SE dans l'espace et pour différents scénarios de gestion forestière et permet ainsi de fournir les informations adéquates pour appuyer la prise de décision dans la planification des aménagements forestiers. Bien que les cartes de SE soient pertinentes pour aider la prise de décision, elles seront adoptées seulement si les gestionnaires forestiers leur accordent une crédibilité (Costanza *et al.*, 2017; Hauck *et al.*, 2013).

La performance de la démarche méthodologique à produire des cartes de SCS pertinentes et précises est évaluée en comparant les résultats obtenus à ceux d'un modèle hydrologique - le modèle SWAT. Avec des résultats compris entre 35 et 81% pour la précision globale de la comparaison entre les valeurs de la sortie SWAT avec les valeurs de l'indice SCS (voir table 2.5), l'hypothèse 3 ne peut être validée. Toutefois, les résultats obtenus sont prometteurs. Les résultats ont mis en évidence que les précisions les plus élevées ont été observées pour les poids basés sur les experts et pour les périodes d'activités forestières actives (coupe forestière, construction et exploitation de routes). Pour comprendre l'étendue des valeurs de précision globale, il serait bénéfique d'approfondir les analyses afin de déterminer l'influence propre à chaque paramètre, notamment le système de pondération et le type de couverture du sol. De plus, avec des précisions globales (voir table 2.5) plus élevées pour les résultats basés sur les poids d'experts que ceux basés sur les poids égaux, l'hypothèse 2 est vérifiée. L'hypothèse 2 suppose que le système de

pondération basé sur les poids d'experts permet d'obtenir de meilleurs résultats que celui basé sur les poids égaux.

Finalement, la démarche méthodologique proposée présente un cadre facile à reproduire et transférable à d'autres SEs et est certainement applicable à d'autres écosystèmes naturels. Cependant les résultats proposés dans l'exercice de la *partie 3* pour tester l'application du cadre de cartographie sur le service culturel de la chasse ne permettent pas de valider l'hypothèse 4 qui suppose la reproductibilité de la démarche de cartographie à d'autres SEs. Il serait bénéfique de valider les résultats cartographiques obtenus. L'exercice permet tout de même de mettre en évidence les étapes importantes à prendre en compte pour adapter le cadre méthodologique sur d'autres SEs soit, la sélection des IFs pour un SE en particulier, la définition du système de pondération ainsi que le choix de l'unité spatiale de cartographie. En effet, l'apport d'un SE en particulier dépend de la structure et des processus écologiques des écosystèmes ainsi que de la taille de l'unité spatiale de cartographie adoptée (Hein *et al.*, 2006; Rocés-Díaz *et al.*, 2018). Chaque SE peut avoir sa propre échelle de cartographie et la taille des unités spatiales dépend du but de l'étude. Par exemple, l'échelle cartographique pour le service de l'habitat ou le service culturel de la chasse pourrait être délimitée sur la base des corridors écologiques ou des parcelles forestières. Pour les services liés à l'eau, l'échelle spatiale appropriée est basée sur l'unité hydrologique telle que le sous-bassin versant. Toutefois, l'utilisation d'une unité de cartographie similaire à un ensemble de SEs s'avère être intéressante en fonction de l'objectif de l'étude, par exemple dans le cas d'une analyse des interactions entre plusieurs SEs.

L'étude des interactions entre plusieurs SEs s'avère être une étape importante pour gérer de façon éclairée et adaptée l'ensemble des SEs de la forêt (Duncker *et al.*, 2012; García-Nieto *et al.*, 2013; Queiroz *et al.*, 2015). Selon Bennet *et al.*, (2009), cette interaction peut être évaluée premièrement en définissant les facteurs qui influencent directement les SEs et ensuite en observant la relation entre les SEs. Les liens entre les SEs créent des compromis et des synergies. Par exemple, dans les travaux de Pang *et al.*, (2017), ils constatent, d'une part, une synergie entre la production de bois industriel et la bioénergie étant donné que les produits ligneux utilisés pour la bioénergie sont principalement des résidus de la récolte en bois, et, d'autre part, des compromis entre le service d'approvisionnement de production de bois industriel et le service de l'habitat, de loisirs et stockage de carbone. Plusieurs études proposent de cartographier l'apport de multiples SEs sur une grille de 1×1 km de résolution (Chan *et al.*, 2006; García-Nieto *et al.*, 2013) pour rendre la recherche de synergie et de compromis entre les SEs possible. Comme le soulignent Duncker *et al.* (2012)

l'analyse des relations entre les SEs est pertinente dans un contexte de gestion forestière lorsque différents scénarios d'aménagements sont testés pour observer et évaluer leurs effets sur la recherche de compromis et de synergie entre les SEs étudiés. Plusieurs méthodes pour la recherche de compromis et de synergie existent telles que les réseaux Bayésien (Gonzalez-Redin *et al.*, 2016) et les analyses en composantes principales (García-Nieto *et al.*, 2013). L'utilisation du réseau Bayésien est de plus en plus documentée dans la recherche de compromis. Ce réseau est facile à mettre à jour et permettrait d'intégrer l'incertitude des scénarios ainsi que l'opinion d'experts (Grêt-Regamey *et al.*, 2013; Gonzalez-Redin *et al.*, 2016). L'analyse en composantes principales permet quant à elle d'observer les corrélations entre différents SEs et ainsi d'identifier les relations existantes entre les SEs. Par exemple, García-Nieto *et al.* (2013) constatent à partir d'une analyse en composantes principales une synergie entre le service de tourisme de nature et le service de la chasse de loisir et une relation de compromis entre le service de tourisme de nature et le service d'approvisionnement.

Nous estimons que le cadre méthodologique développé pour la cartographie de l'apport potentiel d'un SE propose une démarche intéressante pour le bassin versant de la rivière Harry, Terre-Neuve, dans un contexte de gestion durable de la forêt. De plus, le cadre de cartographie développé propose une base solide pour un projet futur sur la recherche de compromis et de synergie, notamment entre le service d'approvisionnement en bois et les services de régulation, dans un contexte de gestion forestière. Finalement, le cadre de cartographie pourra également être appliqué à d'autres sites en ajustant le cadre de référence de l'étude.

5 Références hors article

- Baron, J. S., Poff, N. L., Angermeier, P. L., Dahm, C. N., Gleick, P. H., Hairston, N. G., Jackson, R. B., Johnston, C. A., Richter, B. D. et Steinman, A. D. (2002) Meeting Ecological and Societal Needs for Freshwater. *Ecological Applications*, vol. 12, n°5, p. 1247-1260.
- Bastian, O., Haase, D. et Grunewald, K. (2012) Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators*, vol. 21, p. 7-16.
- Brandt, J. P., Flannigan, M. D., Maynard, D. G., Thompson, I. D. et Volney, W. J. A. (2013) An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, vol. 21, n°4, p. 207-226.
- Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K. et Alkemade, R. (2013) Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosystem Services*, vol. 4, p. 1-3.
- Burkhard, B. et Maes, J. (dir.) (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Pub.
- Cariboni, J., Gatelli, D., Liska, R. et Saltelli, A. (2007) The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological Modelling*, vol. 203, n°1-2, p. 167-182.
- Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C. et Daily, G. C. (2006) Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLOS Biology*, vol. 4, n°11, p. e379.
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E. G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M. B. et Maes, J. (2013) A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, vol. 4, p. 4-14.
- Department of Fisheries, Forestry and Agrifoods (2016) Timber resource analysis insular Newfoundland 2016-2020. Government of Newfoundland and Labrador.
- Diaz-Balteiro, L., González-Pachón, J. et Romero, C. (2017) Measuring systems sustainability with multi-criteria methods: A critical review. *European Journal of Operational Research*, vol. 258, n°2, p. 607-616.
- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P. et Lowrance, R. (2010) The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams¹. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, vol. 46, n°2, p. 261-277.
- Gonzalez-Redin, J., Luque, S., Poggio, L., Smith, R. et Gimona, A. (2016) Spatial Bayesian belief networks as a planning decision tool for mapping ecosystem services trade-offs on forested landscapes. *Environmental Research*, vol. 144, p. 15-26.
- Grêt-Regamey, A., Brunner, S. H., Altwegg, J. et Bebi, P. (2013) Facing uncertainty in ecosystem services-based resource management. *Journal of Environmental Management*, vol. 127, p. S145-S154.
- Grunewald, K., Herold, H., Marzelli, S., Meinel, G., Richter, B., Syrbe, R.-U. et Walz, U. (2016) Assessment of ecosystem services at the national level in Germany—Illustration of the concept and the development of indicators by way of the example wood provision.

- Ecological Indicators, Navigating Urban Complexity: Advancing Understanding of Urban Social – Ecological Systems for Transformation and Resilience, vol. 70, p. 181-195.
- Guerry, A. D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., Ruckelshaus, M., Bateman, I. J., Duraiappah, A., Elmqvist, T., Feldman, M. W., Folke, C., Hoekstra, J., Kareiva, P. M., Keeler, B. L., Li, S., McKenzie, E., Ouyang, Z., Reyers, B., Ricketts, T. H., Rockström, J., Tallis, H. et Vira, B. (2015) Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, n°24, p. 7348-7355.
- Kandziora, M., Burkhard, B. et Müller, F. (2013) Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*, Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services, vol. 4, p. 47-59.
- Loehle, C., Wigley, T. B., Lucier, A., Schilling, E., Danehy, R. J. et Ice, G. (2014) Toward Improved Water Quality in Forestry: Opportunities and Challenges in a Changing Regulatory Environment. *Journal of Forestry*, vol. 112, n°1, p. 41-47.
- Mace, G. M., Hails, R. S., Cryle, P., Harlow, J. et Clarke, S. J. (2015) REVIEW: Towards a risk register for natural capital. (P. Manning, Dir.) *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, n°3, p. 641-653.
- Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G. et Lindborg, R. (2015) Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services*, vol. In Press.
- Newfoundland Provincial Government (2017) Fisheries and Land Resources: Hunting. <https://www.flr.gov.nl.ca/wildlife/hunting/index.html>.
- Pang, X., Nordström, E.-M., Böttcher, H., Trubins, R. et Mörtberg, U. (2017) Trade-offs and synergies among ecosystem services under different forest management scenarios – The LEcA tool. *Ecosystem Services*, vol. 28, p. 67-79.
- Pereira, D. G., Afonso, A. et Medeiros, F. M. (2015) Overview of Friedman’s Test and Post-hoc Analysis. *Communications in Statistics - Simulation and Computation*, vol. 44, n°10, p. 2636-2653.
- Putz, G., Burke, J. M., Smith, D. W., Chanasyk, D. S., Prepas, E. E. et Mapfumo, E. (2003) Modelling the effects of boreal forest landscape management upon streamflow and water quality: Basic concepts and considerations. *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 2, n°Supplement 1, p. S87-S101.
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A. V., Andersson, E., Norberg, J. et Peterson, G. (2015) Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO*, vol. 44, n°1, p. 89-101.
- Smith, A. C., Harrison, P. A., Pérez Soba, M., Archaux, F., Blicharska, M., Egoh, B. N., Erős, T., Fabrega Domenech, N., György, Á. I., Haines-Young, R., Li, S., Lommelen, E., Meiresonne, L., Miguel Ayala, L., Mononen, L., Simpson, G., Stange, E., Turkelboom, F., Uiterwijk, M., Veerkamp, C. J. et Wyllie de Echeverria, V. (2017) How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. *Ecosystem Services*, vol. 26, p. 111-126.

- Tobin, A., Khan, A. A., Moores, L. et Taylor, J. (2007) Forestry Water Quality Index: a planning tool for the assessment and communication of the impacts of forestry activities on water quality. *The Forestry Chronicle*, vol. 83, n°2, p. 207-214.
- Tremblay, Y., Rousseau, A. N., Plamondon, A. P., Lévesque, D. et Jutras, S. (2008) Rainfall peak flow response to clearcutting 50% of three small watersheds in a boreal forest, Montmorency Forest, Québec. *Journal of Hydrology*, vol. 352, n°1-2, p. 67-76.
- Tremblay, Y., Rousseau, A. N., Plamondon, A. P., Lévesque, D. et Prévost, M. (2009) Changes in stream water quality due to logging of the boreal forest in the Montmorency Forest, Québec. *Hydrological Processes*, vol. 23, n°5, p. 764-776.
- Villamagna, A. M., Mogollón, B. et Angermeier, P. L. (2014) A multi-indicator framework for mapping cultural ecosystem services: The case of freshwater recreational fishing. *Ecological Indicators*, vol. 45, p. 255-265.
- Zanchi, G. et Brady, M. V. (2019) Evaluating the contribution of forest ecosystem services to societal welfare through linking dynamic ecosystem modelling with economic valuation. *Ecosystem Services*, vol. 39, p. 101011.
- Zhang, L. P. et Zhou, P. (2018) A non-compensatory composite indicator approach to assessing low-carbon performance. *European Journal of Operational Research*, vol. 270, n°1, p. 352-361.

6 Annexes

Annexe 1. Présentation et schéma de la démarche méthodologique pour cartographier et évaluer les services écologiques (SEs) extraits du rapport *Working guide on mapping ecosystem services into forest management in Harry's river watershed NL* réalisé par Aurélie Schmidt et Richard Fournier, le 31 octobre 2018 dans le cadre du programme ENGAGE (version anglaise).

The procedure to map ESs involves three major steps. The first step is to establish potential future scenarios for forest management. The outputs of the first step are several spatial layers representing different potential scenarios for the five-year operating management plan 2019-2023. This output was used as an input for the ES mapping tool. The second step involved running the ES mapping tool and models developed on Model Builder ArcGIS 10.1 to quantify and map the potential supply of ESs. The outputs of that tool include maps representing the relative potential supply of two ESs, under different scenarios of forest management, at two levels: the Function Indicators (FI) level and the ES composite indicator. Map outputs allow visualizing the results and can be useful as a reporting tool associated with the certification process and to inform the managers and the public. The third and last step is the analysis and interpretation of results. How to make interpretation of results easier for foresters so it can assist in decision-making and to integrate ESs for the decision process? Thus, the main purpose of this step is to map different ESs under different scenarios of forest management so one can observe, on a relative scale, which scenario has the less impact on the ES supply for the hunting recreation service and the water regulating within the area of interest.

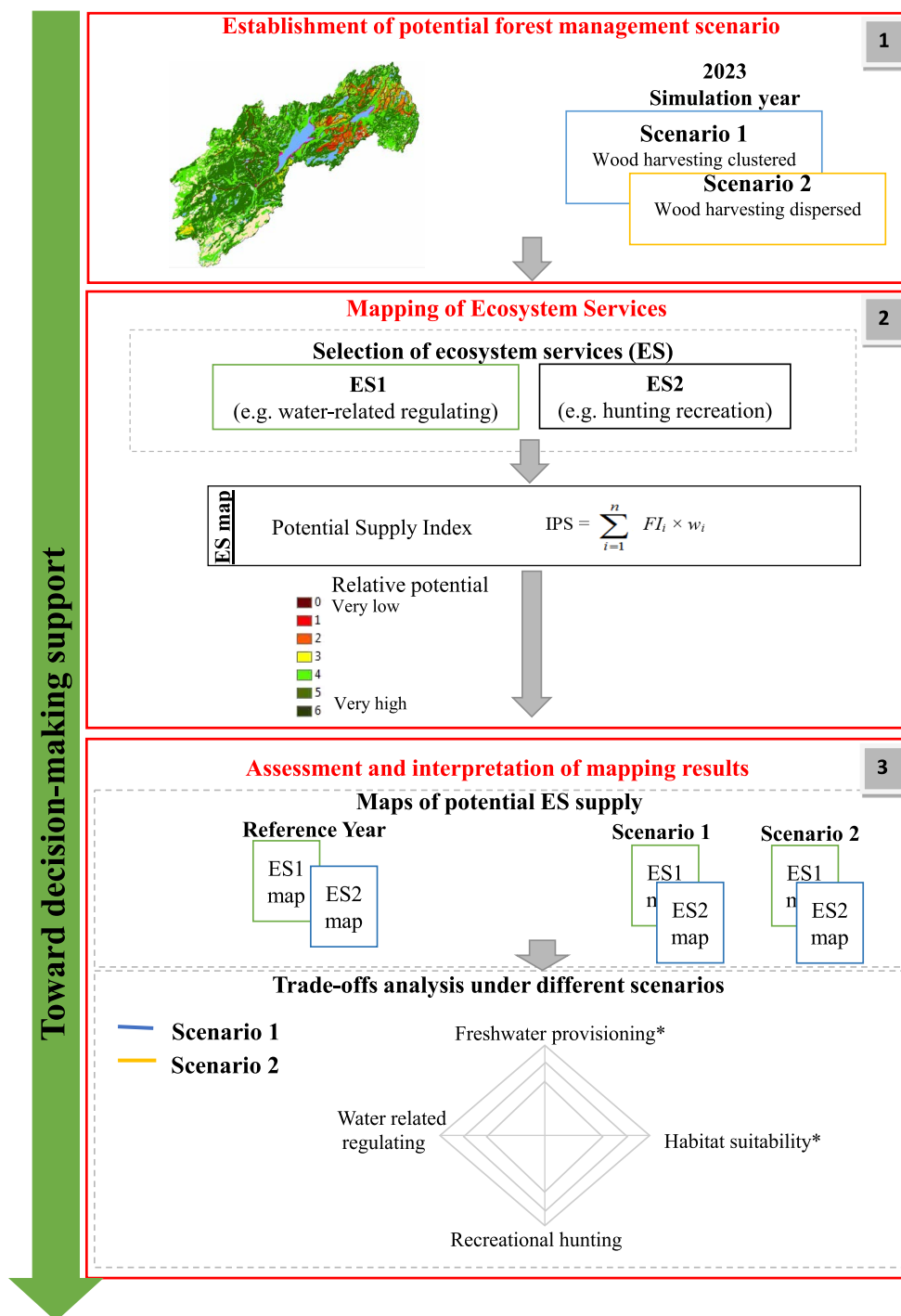


Figure A.1.6.1. Démarche méthodologique générale pour cartographier et évaluer les services écologiques dans un contexte de scénarisation.

Annexe 2. Procédure pour la mise en place des scénarios potentiels d'aménagements forestiers pour la période 2019-2023 dans le bassin versant de la rivière Harry, Terre-Neuve extraite du rapport *Working guide on mapping ecosystem services into forest management in Harry's river watershed NL* réalisé par Aurélie Schmidt et Richard Fournier, le 31 octobre 2018 dans le cadre du programme ENGAGE (version anglaise).

Establishment of scenarios is challenging. Consequently, the proposed scenarios are totally fictive, they should not be considered from real data. Regardless, we tried to illustrate realistic situations considering the available data. We integrated only two forest management operations: harvest scenarios (clear-cut) and silviculture treatments (pre-commercial thinning). As part of this project, only the existing roads were taken into account, considering that the construction of new roads is sensitive and require a complex decisional procedure.

The first step for scenario implementation involves defining possible harvest areas based on commercial forest landbase data. For that, we applied several criteria:

- Inside of a five-years operating outline,
- Inside a buffer zone of 600 m around existing roads (Since, only existing roads are taken into account, harvest areas need to be accessible),
- Outside of water supply protected areas,
- Within a flat slope zone (slope under 20°).

A total of 18,755 ha of forest within HRW (in district 15) has been defined as possible harvested area. This represents potential wood volume around 177,843 m³ of hardwood and 1,460,912 m³ of softwood extracted from the estimated gross merchantable data (figure A.2.1 and figure A.2.2).

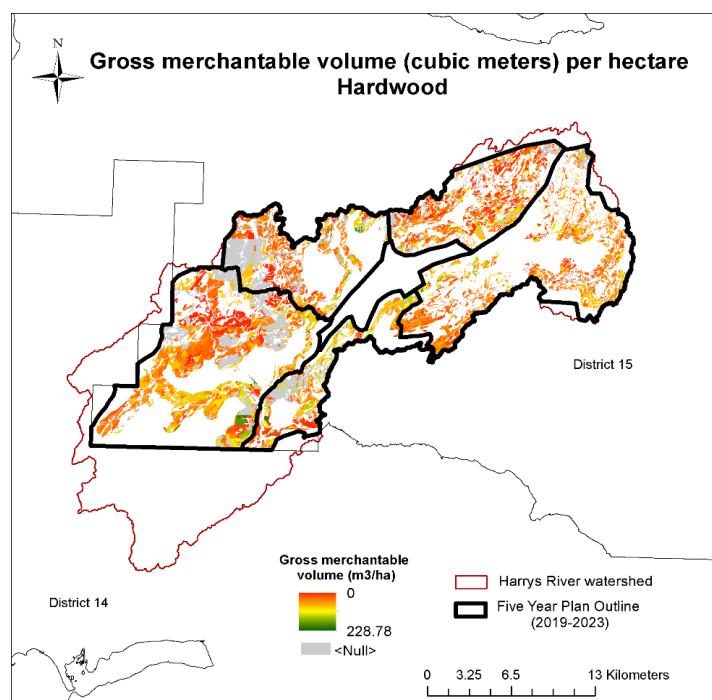


Figure A.2.1. Map of the potential gross merchantable volume for hardwood from the forest areas in Harry's River Watershed.

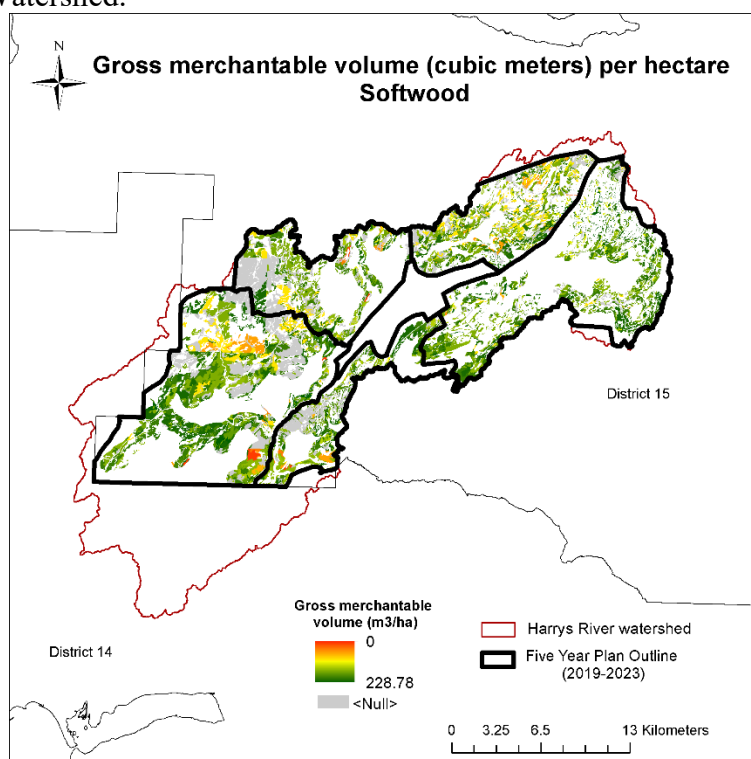


Figure A.2.6.2. Map of possible gross merchantable volume for softwood from the forest areas in Harry's River Watershed.

The second step determined if the estimated harvested forest volumes are realistic. We based our assessment, firstly on the average five-year harvested area (table A.2.1 & A.2.2 & A.2.3) and secondly on the Annual Allowable Cut (AAC) (table A.2.3).

Table A.2.6.1. Average clear-cut harvested area for five-year periods in Harry's River Watershed.

Five year operating plan	Clear-cut area (hectare)
1994-1998	65
1999-2003	326
2004-2008	929
2009-2013	1,162
2014-2018	1,892
<i>Average for five year period</i>	<i>875.4</i>

Table A.2.6.2. Average pre-commercial thinning harvested area for five-year periods in Harry's River Watershed.

Five year operating plan	Pre-commercial thinning area (hectare)
1994-1998	993
1999-2003	1,036
2004-2008	127
2009-2013	0.2
2014-2018	0
<i>Average for five year period</i>	<i>431.2</i>

AAC is the annual amount of timber that can be harvested on a sustainable basis within a defined forest area. The AAC is measured in cubic meters and is based on what the estimated forest growth. Therefore, we compare the gross merchantable volume (converted in wood volume by multiplying by the area of each polygon) of possible harvested forest areas to the AAC's value. Because AAC is performed at a district level, one way to approach this would be to determine the percent AAC in the watershed relative to the total AAC landbase within each district and use the assumption of 1:1 ratio (AAC area to AAC volume). The future five-year operating plan (2019-2023) covers district 15 only. The AAC is performed by the department of Fisheries, Forestry and Agrifoods at district level for softwood and hardwood ((Department of Fisheries, Forestry and Agrifoods, 2016). According to the calculation at the watershed scale, for the five-year period,

harvested forest volume must not to exceed 255,625 m³ for softwood and 11,990 m³ for hardwood (table A.2.3).

Table A.2.6.3. Annual Allowable Cut (AAC) values given by the Department of Fisheries, Forestry and Agrifoods of Newfoundland for the overall district (Department of Fisheries, Forestry and Agrifoods, 2016).

		Softwood		Hardwood	
		Commercial forest Landbase (ha)	AAC (m ³ /year)	Commercial forest Landbase (ha)	AAC (m ³ /year)
District 15	Overall district	110,956 ha	26,9083	3,085 ha	5,330
	Harry's river watershed	21,338 ha	51,125	1,405 ha	2,398
For five-year period			255,625		11,990

The database includes district limit, five-year plan outline, the defined potential harvested and three possible harvested scenarios. As part of the project, considering the decrease PCT amount in the past within HRW, we didn't integrate silviculture treatment scenario. However, to allow integration of future silviculture treatment scenarios, a PCT feature class has been created in the geodatabase (figure A.2.3).

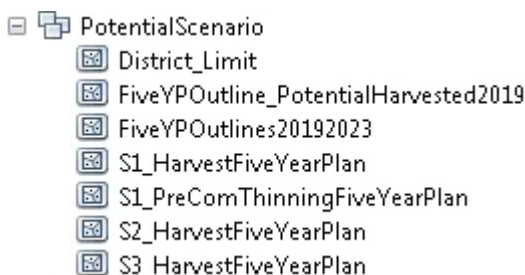


Figure A.2.6.3. Potential scenario database for the 2019-2023 period includes data used as input for calculating potential scenario (district limit, five year operating outline limits and possible forest to harvest) and output data used as scenario layers for harvest and pre-commercial thinning (S1 S2 S3 for five year plan).

As shown in figure A.2.4, each scenario leads to an estimate of the gross merchantable volume (GM) per ha for softwood and hardwood, the volume and the area of the forest polygon softwood (SW) and hardwood (HW) as well as the harvest year.

OBJECTID	Shape	STRATUM	Geodatabase_Stock_Table_District15_txt_GMHW_VOL_H	Geodatabase_Stock_Table_District15_txt_GMSW_VOL_H	GMSW_m3	GMHW_m3	YEAR	Shape_Length	Shape_Area
61	Polygo	bF22	0	30.07	0.206243	0	2020	38.562682	68.587537
128	Polygo	bF22	0	30.07	0.570477	0	2020	98.554009	189.716368

Figure A.2.6.4. Example of attribute table for harvest scenario data.